

L'INTÉGRATION DES COMMUNAUTÉS LOCALES DANS LES STRATÉGIES DE CONSERVATION : UNE
SOLUTION POUR L'AVENIR DES QUATRE GRANDS PRIMATES AFRICAINS ?

par
Caroline Vachon

essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale (M.E.I.)

Sous la direction de Madame Sophie Calmé

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Québec, Québec, Canada, juillet 2020

Sommaire

L'objectif principal de cet essai est d'évaluer le potentiel de l'efficacité de l'intégration des communautés locales comme parties prenantes dans la gestion et la conservation des quatre grands primates africains, le chimpanzé (*Pan troglodytes*), le bonobo (*Pan paniscus*), le gorille de l'Est (*Gorilla beringei*) et le gorille de l'Ouest (*Gorilla gorilla*).

Le premier chapitre met en contexte en présentant les caractéristiques écologiques des quatre grands primates africains avec l'importance de la conservation de ces espèces et met en évidence les interactions positives et négatives entre les populations humaines et ces primates. Le deuxième chapitre fait suite en décrivant le cadre législatif qui régit la protection des grands primates dans les pays africains et la conservation de ces espèces dans les aires protégées. Les facteurs qui affectent le succès de conservation de ces aires protégées sont aussi décrits. Dans le troisième chapitre, la manière dont la participation et le soutien des populations locales affectent l'efficacité des aires protégées en Afrique subsaharienne est mise en évidence en exposant quatre études de cas sur des parcs nationaux en Afrique subsaharienne pour lesquels deux d'entre eux ont inclus les communautés locales dans la gestion de l'aire protégée et deux autres qui ont exclu les communautés des prises de décision et de la gestion.

L'analyse des études de cas a permis d'appuyer l'énoncée faite par plusieurs auteurs que l'efficacité de la conservation des aires protégées dépend de l'implication des communautés dans leur gestion. Cette analyse est présentée dans le dernier chapitre avec des recommandations pour diminuer les effets négatifs ou maintenir les effets positifs que subissent les communautés locales par l'installation de zone protégée en favorisant l'implication des communautés locales dans la gestion et les activités des aires protégées. Il est recommandé de faire participer les populations locales à différents niveaux dans les activités des aires protégées telles que dans la gestion et du suivi des ressources naturelles, au niveau du développement d'activités de subsistance, dans les activités touristiques, dans la gestion des conflits homme-faune, dans l'éducation et la formation des membres des communautés et finalement dans le développement des villages.

Remerciements

Je prends le temps dans cette page pour remercier tous les gens qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail. Je voudrais en premier remercier ma directrice d'essai Sophie Calmé pour tous ses conseils, ses commentaires très précieux et sa patience qui m'ont permis de pousser mes limites pour l'élaboration de ce projet.

Je voudrais également remercier Caroline Cloutier d'avoir répondu à mes diverses questions tout au long de ce travail. Un merci tout spécial à ma partenaire de maîtrise Laurie Leblanc-Rajotte pour son écoute, son support et ces conseils qui ont été indispensables dans la réalisation de ce projet.

Finalement, un grand merci à ma famille et mes amies d'avoir été présents tout le long de ce projet, plus particulièrement à ma mère pour son écoute et son grand support infaillible.

Table des matières

SOMMAIRE	I
REMERCIEMENTS	II
TABLE DES MATIÈRES	III
LISTE DES TABLEAUX	VI
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES ACRONYMES	VII
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 PORTRAIT DES QUATRE GRANDS PRIMATES AFRICAINS.....	4
1.1. ÉCOLOGIE DES QUATRE GRANDS PRIMATES AFRICAINS	4
1.1.1 DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE.....	4
1.1.2 HABITAT ET ALIMENTATION	8
1.1.3 STRUCTURE SOCIALE	11
1.2 POPULATIONS ET STATUT DES ESPÈCES	13
1.3 INTERACTION ENTRE LES GRANDS PRIMATES ET LES HUMAINS	14
1.3.1 INTERACTIONS POSITIVES	14
ACTIVITÉ TOURISTIQUE	16
1.3.2 INTERACTIONS NÉGATIVES	16
LA CHASSE	17
LE COMMERCE	19
L'EXPLOITATION FORESTIÈRE	19
L'AGRICULTURE	19
ACTIVITÉ TOURISTIQUE	20
1.4 IMPORTANCE DE LA CONSERVATION DES PRIMATES	21
1.4.1 IMPORTANCE ÉCOLOGIQUE	21
1.4.2 IMPORTANCE ÉCONOMIQUE	22
1.4.3 IMPORTANCE CULTURELLE ET SOCIALE	22
1.4.4 IMPORTANCE SCIENTIFIQUE	23
CHAPITRE 2 STRATÉGIE DE CONSERVATION DES PRIMATES EN AFRIQUE SUBSAHARIENNE	25
2.1. CADRE LÉGISLATIF	25

2.1.1	CONVENTIONS INTERNATIONALES.....	26
2.2.	STRATÉGIE DE CONSERVATION ACTUELLE.....	27
2.2.1	LES AIRES PROTÉGÉES	27
2.2.2	STRATÉGIES COMPLÉMENTAIRES.....	29
	PARTENARIATS.....	30
	PLAN D’ACTION RÉGIONAL.....	30
2.3.	EFFICACITÉ DES AIRES PROTÉGÉES POUR LA CONSERVATION DES PRIMATES.....	30
2.3.1	FACTEURS QUI AFFECTENT L’EFFICACITÉ DES STRATÉGIES.....	32
	PARTICIPATION ET SOUTIEN DES COMMUNAUTÉS LOCALES	32
	CONTEXTE POLITIQUE ET JURIDIQUE.....	34
	DENSITÉ HUMAINE ET PRESSIONS ANTHROPIQUES	35
	SUPERFICIE ET FORMES DES AIRES PROTÉGÉES	35
	L’ISOLEMENT ET LA CONNEXION ENTRE LES AIRES PROTÉGÉES	38
	ASSISTANCE FINANCIÈRE ET TECHNIQUE	39
CHAPITRE 3 INTÉGRATION ET EXCLUSION DES COMMUNAUTÉS LOCALES DANS LES STRATÉGIES DE CONSERVATION DES PRIMATES.....		40
3.1.	ÉTUDE DE CAS DU PARC NATIONAL IMPÉNÉTRABLE DE BWINDI EN OUGANDA.....	40
3.1.1	PRÉSENTATION DE L’AIRE PROTÉGÉE.....	40
3.1.2	GESTION DU PARC.....	41
3.1.3	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE PARC ET SUR LES PRIMATES.....	43
3.1.4	IMPACTS ÉCONOMIQUES	44
3.1.5	IMPACTS SOCIAUX ET CULTURELS	45
3.2	ÉTUDE DE CAS DU PARC NATIONAL DE LOBÉKÉ AU CAMEROUN.....	47
3.2.1	PRÉSENTATION DE L’AIRE PROTÉGÉE.....	47
3.2.2	GESTION DU PARC.....	48
3.2.3	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE PARC ET SUR LES PRIMATES.....	49
3.2.4	IMPACTS ÉCONOMIQUES	50
3.2.5	IMPACTS SOCIAUX ET CULTURELS	51
3.3	ÉTUDE DE CAS DU PARC NATIONAL DE CROSS RIVER AU NIGERIA.....	52
3.3.1	PRÉSENTATION DE L’AIRE PROTÉGÉE.....	52
3.3.2	GESTION DU PARC.....	54
3.3.3	IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE PARC ET SUR LES PRIMATES.....	55
3.3.4	IMPACTS ÉCONOMIQUES	56
3.3.5	IMPACTS SOCIAUX ET CULTURELS	57
3.4	ÉTUDE DE CAS DU PARC NATIONAL KORUP AU CAMEROUN.....	58

3.4.1 PRÉSENTATION DE L' AIRE PROTÉGÉE.....	58
3.4.2 GESTION DE L' AIRE PROTÉGÉE	59
3.4.3 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX SUR LE PARC ET SUR LES PRIMATES.....	61
3.4.4 IMPACTS ÉCONOMIQUES	62
3.4.5 IMPACTS SOCIAUX ET CULTURELS	62
CHAPITRE 4 STRATÉGIES POUR CONCILIER LA CONSERVATION DES PRIMATES ET LE	
DÉVELOPPEMENT DES POPULATIONS LOCALES	65
4.1. ANALYSE DES ÉTUDES DE CAS D'INCLUSION ET D'EXCLUSION DES COMMUNAUTÉS LOCALES DANS LES	
AIRES PROTÉGÉES	65
4.2. RECOMMANDATIONS POUR LE SOUTIEN ET LA PARTICIPATION DES COMMUNAUTÉS LOCALES DANS LA	
CONSERVATION DES GRANDS PRIMATES DANS LES AIRES PROTÉGÉES EN AFRIQUE SUBSAHARIENNE	72
4.2.1 CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES PAR UNE UTILISATION DURABLE	72
4.2.2 AVANTAGES ET SERVICES DES APs DONT BÉNÉFICIENT LES COMMUNAUTÉS LOCALES	76
AMÉLIORATION DES INFRASTRUCTURES ET ACCÈS AUX SERVICES DE BASE.....	76
PROGRAMME D'ÉDUCATION ET DE FORMATION	77
ASSISTANCE DANS LES SYSTÈMES D'EXPLOITATION DES RESSOURCES NATURELLES.....	79
ACTIVITÉS TOURISTIQUES.....	80
CONCLUSION	84
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	86

Liste des tableaux

Tableau 4.1 Synthèse des conséquences négatives de l'implantation d'aires protégées sur les communautés locales, les actions à mettre en place pour contrer ces conséquences et les impacts à court et à long terme de ces actions sur les aires protégées et la conservation des grands primates	67
Tableau 4.1 Synthèse des conséquences positives de l'implantation d'aires protégées sur les communautés locales, les actions de maintien de ces impacts positifs et les impacts à court et à long terme de ces actions sur les aires protégées et la conservation des grands primates.....	70

Liste des figures

Figure 1.1 Distribution géographique d'un grand singe africain : le chimpanzé (<i>Pan troglodytes</i>)....	6
Figure 1.2 Distribution géographique de grands singes africains : le bonobo (<i>Pan paniscus</i>), le gorille oriental (<i>Gorilla beringei</i>) et le gorille occidental (<i>Gorilla gorilla</i>).	7
Figure 2.1 Pourcentage (%) de surface totale protégée dans les pays d'Afrique subsaharienne de l'aire de répartition des grands singes africains : le chimpanzé (<i>Pan troglodytes</i>), le bonobo (<i>Pan paniscus</i>), le gorille oriental (<i>Gorilla beringei</i>) et le gorille occidental (<i>Gorilla gorilla</i>).	28
Figure 3.1 Localisation et délimitation du parc national impénétrable de Bwindi en Ouganda	41
Figure 3.2 Localisation et délimitation du parc national de Lobéké au Cameroun	47
Figure 3.3 Localisation et délimitation du parc national de Cross River au Nigeria	53
Figure 3.4 Localisation et délimitation du parc national Korup au Cameroun	59

Liste des acronymes

RDC	République Démocratique du Congo
RCA	République centrafricaine
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
APs	Aires protégées
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CAC	Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles
GRASP	Partenariat pour la survie des grands singes
WWF	Fonds mondial pour la nature
UWA	Autorité de la faune sauvage de l'Ouganda
UCOTA	Association ougandaise du tourisme communautaire
WCF	Wild chimpanzee Fondation
WCS	Wildlife Conservation Society

Introduction

Depuis des centaines de milliers d'années, les humains et les autres primates se partagent des habitats (Hill, 2002) dans 90 pays répartis en Amérique, en Afrique et en Asie (UICN, 2019). En 2017, il a été évalué qu'au niveau mondial plus de la moitié des espèces de primates sont menacées par les activités anthropiques (Estrada *et al.*, 2017). Sur le continent africain, 9% de la superficie forestière a disparu entre 1990 et 2005 en raison de ces activités anthropiques volontaires ou accidentelles (FAO, 2007). La chasse ainsi que la perte, la fragmentation et la destruction des habitats en raison de la déforestation sont les principales menaces qui pèsent sur ces espèces (Chapman et Peres, 2001).

En Afrique, la grande diversité de primates (UICN, 2019), la faible superficie de forêt restante (FAO, 2016) et la croissance démographique élevée (United Nations, 2019) font de ce continent un point chaud pour la conservation de ces espèces. L'Afrique a subi une importante croissance démographique qui, encore aujourd'hui, est une des plus élevées dans le monde (United Nations, 2019). Ce haut taux de croissance démographique, situé entre 2 et 4 % par année (United Nations, 2019), entraîne de fortes pressions sur les écosystèmes africains (Goudie, 2019) et les espèces qu'ils abritent.

L'Afrique compte 175 espèces de primates (Grubb, 2006) parmi lesquelles se retrouvent deux genres de grands singes : *Pan*, qui comprend le chimpanzé commun (*P. troglodytes*) et le bonobo (*P. paniscus*), et *Gorilla*, qui comprend le gorille oriental et occidental (*G. beringei*; *G. gorilla*). Localisées principalement dans les forêts tropicales entre le Sénégal et la Tanzanie (Redmond, 2009), ces quatre espèces sont particulièrement vulnérables aux menaces anthropiques à cause de leur faible taux de reproduction, de leur sensibilité aux maladies transmises par les humains, du grand intérêt qu'elles suscitent pour la chasse, de leur grande taille et caractère social, ce qui requiert d'importantes ressources et donc de vastes territoires (Miles *et al.*, 2009). Ces grands singes voient leurs populations diminuer (Humle *et al.*, 2016 ; Fruth *et al.*, 2016 ; Plumptre *et al.*, 2019 ; Maisels *et al.*, 2018) et par conséquent, sont de plus en plus en danger. La liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) classe les bonobos et les chimpanzés en danger d'extinction et les gorilles occidentaux et orientaux en danger critique d'extinction (Humle *et al.*, 2016 ; Fruth *et al.*, 2016 ; Plumptre *et al.*, 2019 ; Maisels *et al.*, 2018).

Dans plusieurs états africains, les aires protégées ont à la base été créées pour des raisons économiques telles que la chasse (Mengue-Medou, 2002); cependant à travers les années, avec l'augmentation des

menaces sur les grands primates, il devenait de plus en plus important de les protéger et cela s'est concrétisé par des mesures de conservation de ces espèces dans des aires protégées (UICN, 1999). Le premier parc national en Afrique fut créé pour la science en 1925 dans ce qui est aujourd'hui la République démocratique du Congo (RDC) sous le nom de parc national Albert, maintenant nommé parc national des Virunga (UICN, 1999). À travers les années, le nombre d'aires protégées sur le continent africain a augmenté et elles couvrent en 2020 une superficie d'environ 5 000 000 km² (UNEP-WCMC, 2020).

Ce sont les gouvernements africains et des organismes internationaux qui sont principalement responsables de la mise en place et de la gestion de ces aires protégées (UNEP-WCMC, 2020). Pour assurer la conservation des primates, les aires protégées empêchent généralement toute activité humaine, et ce, sans tenir compte des besoins et intérêts des communautés locales à proximité (Brockington, 2004). Les populations locales ont tendance à être identifiées comme une source de perturbation ou de menace pour les espèces fauniques et très rarement comme une partie prenante potentielle dans leur conservation (Pretty et Pimbert, 1995). Cela provoque une perte d'accès aux ressources naturelles pour les communautés locales ou les force à quitter leur territoire (Dowie, 2011). Les populations vivant à proximité de ces zones ne reconnaissent généralement pas les aires protégées et ne se soumettent donc pas toujours aux lois et règlements, ce qui engendre des conflits (Brockington, 2004). Ces communautés sont très dépendantes des ressources naturelles pour subvenir à leurs besoins (Harcourt, 1995), ce qui peut entraîner leur participation à des activités illégales dans les aires protégées (Stevens, 1997) telles que la déforestation et le braconnage. Ces activités ont des effets négatifs directs sur les populations de grands primates africains (Inskipp, 2009; Lacambra *et al.*, 2009; Ferriss, 2009; Ferriss *et al.*, 2009).

Il devient donc important, pour le futur des grands primates africains, de développer des méthodes de gestion des aires protégées qui concilient la conservation des primates et l'intérêt des communautés locales (Andrade et Rhodes, 2012). D'après l'analyse de ces auteurs, le meilleur moyen pour rallier les populations locales aux stratégies de conservation est de les inclure dans les décisions et dans la gestion des aires protégées. Cet essai aura donc pour objectif principal d'évaluer le potentiel de l'efficacité de l'intégration des communautés locales comme parties prenantes actives dans la gestion et la conservation des quatre grands primates africains, le chimpanzé, le bonobo, le gorille oriental et le gorille occidental. Pour ce faire, quatre objectifs spécifiques seront poursuivis :

1. Décrire l'écologie des quatre grands primates africains et exposer l'importance de leur conservation;
2. Décrire et évaluer l'efficacité des stratégies de conservation in situ de ces quatre grands primates;
3. Identifier les impacts écologiques, sociaux et économiques associés à l'exclusion ou l'inclusion des communautés locales dans les stratégies de conservation des quatre grands primates africains;
4. Proposer des solutions sur des approches et des stratégies de conservation qui concilient le développement des populations locales et la conservation des grands primates africains.

L'essai est divisé en quatre chapitres. Le premier chapitre permet de mettre les lecteurs en contexte, en présentant les caractéristiques écologiques générales des quatre grands primates africains et des interactions positives et négatives entre les humains et ces primates. L'importance de la conservation de ces espèces à différents niveaux est aussi abordée dans la dernière partie de ce chapitre. Le chapitre 2 expose les différentes stratégies de conservation des primates qui sont actuellement en place en Afrique et présente l'efficacité de ces stratégies de conservation en énumérant les problèmes et les avantages qui en découlent. Le chapitre 3 présente les effets de l'exclusion ou de l'inclusion des communautés locales dans les stratégies de conservation des primates à l'aide de quatre études de cas : les parcs nationaux Cross River, au Nigeria, et Korup, au Cameroun, où il y a absence d'implication des communautés locales dans les prises de décision, et les parcs nationaux Lobéké, au Cameroun, et Bwindi Impenetrable, en Ouganda, qui impliquent de façon active les communautés locales dans la gestion. L'essai se termine avec le chapitre 4, qui propose des moyens pour améliorer les stratégies actuelles de conservation des quatre grands primates africains en augmentant l'implication des populations locales dans les prises de décision et dans la gestion des aires protégées, tout en permettant le développement des communautés locales à proximité.

Chapitre 1

Portrait des quatre grands primates africains

Ce premier chapitre décrit l'écologie générale des quatre grands primates africains et met en évidence les interactions positives et négatives entre les humains et les primates qui affectent la conservation de ces espèces sauvages. La dernière section du chapitre évoque l'importance de la conservation de ces espèces aux niveaux écologique, scientifique, économique et culturelle.

1.1. Écologie des quatre grands primates africains

Parmi les hominidés africains non humains, on compte deux genres : *Gorilla* et *Pan*. *Gorilla* comprend deux espèces de gorilles, soit le gorille oriental (*Gorilla beringei*) et le gorille occidental (*Gorilla gorilla*), chacune avec deux sous-espèces reconnues qui ont évolué dans des aires géographiques différentes (Groves, 2002). Les sous-espèces de gorille occidental sont le gorille occidental des plaines (*G. g. gorilla*) (Groves, 2002) et le gorille de Cross River (*G. g. diehli*) (Sarmiento et Oates, 2000). Quant au gorille oriental, il est sous-divisé en gorille de montagne (*G. b. beringei*) et gorille oriental des plaines (*G. b. graueri*) (Groves, 2002). Depuis plusieurs années, quatre sous-espèces de chimpanzés communs (*Pan troglodytes*) ont également été reconnues : le chimpanzé d'Afrique occidentale (*P. t. versus*), le chimpanzé d'Afrique orientale (*P. t. schweinfurthii*), le chimpanzé d'Afrique centrale (*P. t. troglodytes*) (Grubb *et al.*, 2003) et le chimpanzé du Nigeria-Cameroun (*P. t. ellioti*) (Gonder *et al.*, 1997). Pour chacune de ces espèces, en plus du bonobo (*Pan paniscus*), la distribution géographique, l'habitat, le comportement et le statut des populations actuelles sont présentés dans les prochaines sections.

1.1.1 Distribution géographique

Parmi les quatre grands primates africains, le chimpanzé est celui qui possède la plus grande aire de répartition géographique (Teleki, 1989), soit environ 2,6 millions de km² qui s'étendent sur 21 pays (Humble *et al.*, 2016; figure 1.1). Cette espèce est localisée dans les forêts tropicales de l'Afrique subsaharienne, du sud du Sénégal jusqu'à l'ouest de la Tanzanie (Kortlandt, 1983; Butynski, 2003; figure 1.1). Anciennement, l'aire de répartition du chimpanzé occupait 25 pays (Teleki, 1989), toutefois, les estimations actuelles indiquent que le chimpanzé a probablement disparu dans quatre pays de l'Afrique de l'ouest, soit le Burkina Faso, le Bénin, le Togo (Butynski, 2003) et la Gambie (Butynski, 2003; Inskipp, 2009).

Le chimpanzé commun d'Afrique occidentale est répandu en Afrique de l'ouest sur 631 000 km² (Butynski, 2003), du sud-est du Sénégal en passant par le Mali jusqu'à l'ouest du Ghana (Teleki, 1989; Humle *et al.*, 2016; figure 1.1). Dans les années 1950, l'aire de répartition du chimpanzé occidentale était probablement continue dans les forêts et les savanes entre le Sénégal et le Bénin (Jolly *et al.*, 1995). Actuellement, l'espèce possède une distribution fragmentée (Teleki, 1989; Jolly *et al.*, 1995) en raison des activités anthropiques. Le chimpanzé commun d'Afrique orientale possède l'aire de répartition la plus grande de toutes les sous-espèces de chimpanzés avec 874 000 km² (Butynski, 2003). Toutefois, sa répartition est très fragmentée et pas assez documentée (Inskipp, 2009). Le chimpanzé oriental est présent sur la rive est du fleuve Oubangui, au nord du fleuve du Congo en RDC, dans deux zones localisées à l'est en République centrafricaine (RCA), à l'ouest de l'Ouganda et au sud-ouest du Soudan (Kortlandt, 1983; Plumptre *et al.*, 2010; Humle *et al.*, 2016; figure 1.1). L'espèce est aussi répandue au Rwanda, au Burundi et dans une partie du sud-ouest de la Tanzanie (Kortlandt, 1983; Plumptre *et al.*, 2010; Humle *et al.*, 2016). Le chimpanzé du Nigeria-Cameroun, localisé au sud-ouest du Nigeria et au nord de la rivière Sanaga au Cameroun (Morgan *et al.*, 2011; Humle *et al.*, 2016), possède une aire de répartition de 142 000 km² (Butynski, 2003), ce qui représente la plus petite répartition géographique des quatre sous-espèces (Butynski, 2003; Humle *et al.*, 2016; figure 1.1). Finalement, l'aire de répartition du chimpanzé commun d'Afrique centrale se situe au sud de l'aire de répartition du chimpanzé du Nigeria (Humle *et al.*, 2016). L'espèce est présente au sud du fleuve Sanaga au Cameroun (Gonder *et al.* 1997), dans le bassin du Congo, en Guinée équatoriale et au Gabon (Inskipp, 2009; Humle *et al.*, 2016; figure 1.1). L'aire de répartition s'étend vers l'est jusqu'à la limite ouest de la RCA (Inskipp, 2009; Humle *et al.*, 2016). L'aire de répartition de ce chimpanzé est de 695 000 km² (Butynski, 2003).

Le bonobo, quant à lui, est localisé sur une aire approximative de 500 000 km² (UICN, 2012; Hickey *et al.*, 2013) en Afrique centrale, plus particulièrement en RDC (UICN, 2012; figure 1.2). L'aire de répartition de ce grand primate est délimitée par deux systèmes fluviaux ; au nord, à l'ouest et à l'est on retrouve le fleuve Congo alors que la limite sud est définie par le fleuve Kasai (Kwa) (UICN, 2012). Le bonobo possède une petite aire géographique et il est complètement isolé des autres espèces de grands singes en raison de la présence des deux grands fleuves (UICN, 2012).

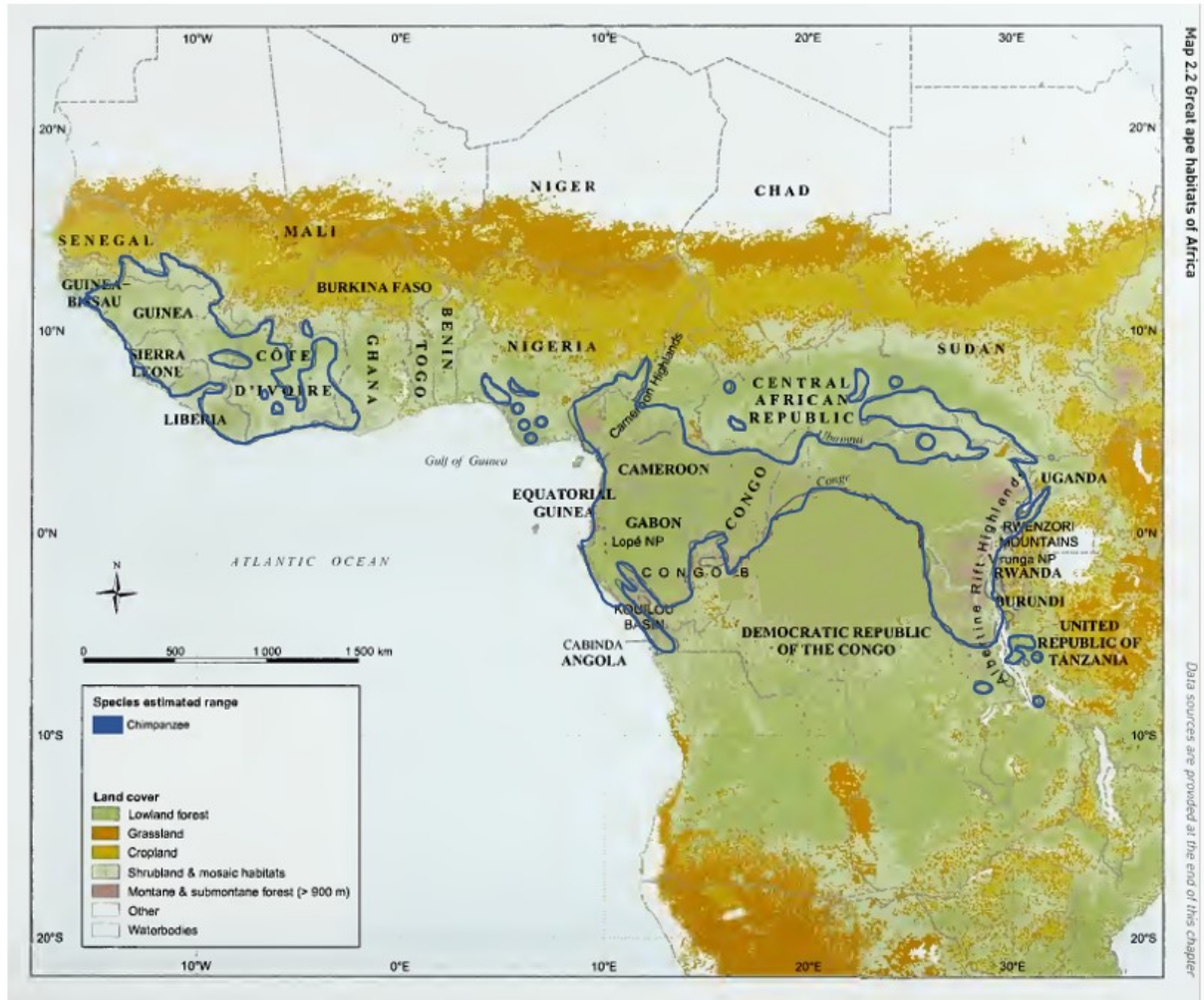


Figure 1.1 Distribution géographique d'un grand singe africain : le chimpanzé (*Pan troglodytes*)

Source : modifié de Caldecott et Kapos (2009)

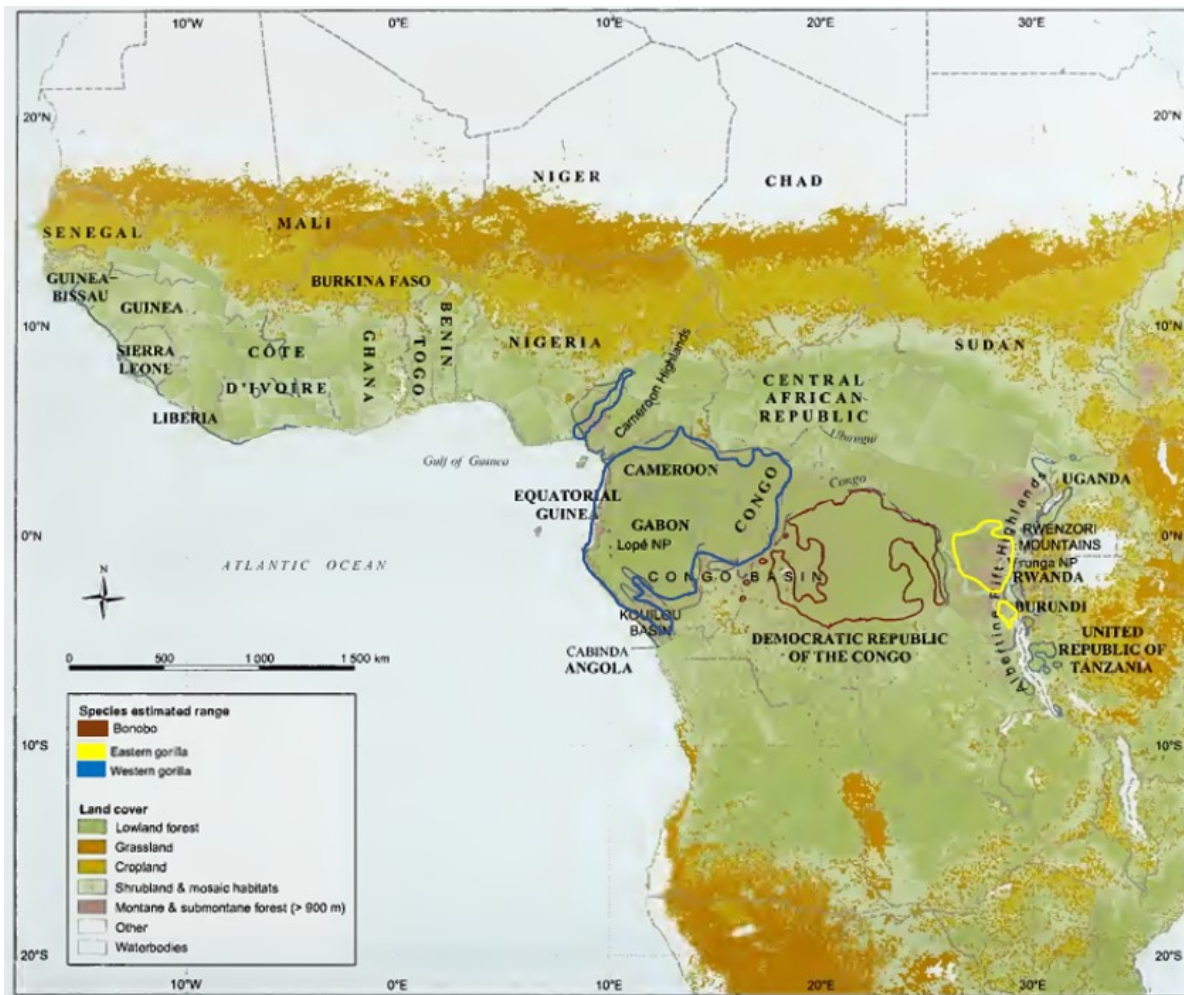


Figure 1.2 Distribution géographique de grands singes africains : le bonobo (*Pan paniscus*), le gorille oriental (*Gorilla beringei*) et le gorille occidental (*Gorilla gorilla*).

Source : modifié de Caldecott et Kapos (2009)

Les gorilles occidentaux sont présents dans huit pays en Afrique de l'Ouest et Centrale (Nellemann *et al.*, 2010; figure 1.2) avec une aire de répartition de plus de 700 000 km² (Maisels *et al.*, 2018). Les gorilles occidentaux des plaines vivent au sud de la RCA, en RDC, au Congo et le long de la côte ouest du Cameroun jusqu'en Angola en passant par la Guinée équatoriale et le Gabon (Nellemann *et al.*, 2010). Le fleuve Congo constitue la limite sud de son aire de répartition. La sous-espèce de Cross River (*Gorilla gorilla ssp. diehli*) est répartie sur 12 000 km² à la frontière entre le Nigeria et le Cameroun (Sarmiento et Oates, 2000; Oates *et al.*, 2007). Au Nigeria, les individus résident seulement dans l'état de Cross River (Nellemann *et al.*, 2010), entre le parc National de Cross River, la réserve du mont Afi et la forêt des monts Mbe (Sarmiento et Oates, 2000; Oates *et al.*, 2007). Au Cameroun, cette sous-espèce est présente dans la province du sud-

ouest (Nellemann *et al.*, 2010; Sarmiento et Oates, 2000; Oates *et al.*, 2007). Les gorilles occidentaux sélectionnent particulièrement des habitats situés à une altitude de moins de 500 m, mais il arrive parfois que certains individus vivent dans les montagnes jusqu'à 2000 m d'altitude (Oates *et al.*, 2007; Maisels *et al.*, 2018).

Les gorilles orientaux vivent dans les forêts de montagne entre 600 et 3800 m d'altitude (Doran et McNeillage, 1998) le long des frontières de la RDC, de l'Ouganda et du Rwanda (Nellemann *et al.*, 2010; figure 1.2). Le gorille oriental des plaines est endémique à l'est de la RDC (Nellemann *et al.*, 2010). Son aire de répartition est limitée à l'ouest par le fleuve Lualaba et à l'est par la frontière avec le Rwanda, l'Ouganda et le Burundi (Plumptre *et al.*, 2019). Le gorille oriental des plaines vit dans les forêts de la chaîne de montagnes du Rift Albertin (Plumptre *et al.*, 2015) avec une distribution fragmentée (Doran et McNeillage, 1998) sur 90 000 km² (Ferriss *et al.*, 2009). Le gorille de montagne est distribué dans deux populations distinctes (Schaller, 1963; Doran et McNeillage, 1998; Nellemann *et al.*, 2010). La première est localisée dans les aires protégées de la zone des volcans des Virunga en RDC, au Rwanda et en Ouganda (Schaller, 1963; Doran et McNeillage, 1998; Nellemann *et al.*, 2010) sur un territoire de 375 km² (Ferriss *et al.*, 2009). La deuxième population de gorille de montagne est répartie sur 215 km² (Ferriss *et al.*, 2009) au sud-ouest de l'Ouganda, à proximité de la frontière avec la RDC (Schaller, 1963; Nellemann *et al.*, 2010). Cette population vit principalement dans le parc National de Bwindi Impenetrable (Schaller, 1963; Doran et McNeillage, 1998; Nellemann *et al.*, 2010).

1.1.2 Habitat et alimentation

Les grands singes africains sont fortement liés aux forêts tropicales humides de l'Afrique équatoriale; toutefois, ils peuvent occuper plusieurs autres types d'habitats (Caldecott et Kapos, 2009). Avec sa répartition géographique très étendue, le chimpanzé commun est retrouvé dans une grande variété d'habitats (Teleki, 1989; Inskipp, 2009; Humle *et al.*, 2016). Les chimpanzés vivent dans les forêts tropicales humides primaires et secondaires (Teleki, 1989) qui s'étendent du bassin du Congo jusqu'à la frontière de la RDC, du Rwanda et de l'Ouganda (Humle *et al.*, 2016; Bryson-Morrison *et al.*, 2017). Ils sont aussi retrouvés dans les forêts tropicales sèches et les savanes de l'Afrique de l'Ouest (Teleki, 1989), les forêts marécageuses et les forêts de montagne (Pruetz *et al.*, 2002; Inskipp, 2009; Humle *et al.*, 2016).

Les bonobos vont exploiter principalement les forêts humides primaires entre 300 et 700 m d'altitude (Fruth *et al.*, 2013) et les forêts marécageuses qui vont servir à la nidification (Mulavwa *et al.*, 2010). Au

sud et à l'est de son aire de répartition, ils occupent également plusieurs autres types d'habitats tels que des savanes boisées, des prairies inondées, des forêts sèches et des forêts secondaires (Lacambra *et al.*, 2009; UICN, 2012; Narat, 2014; Serckx, 2014).

Les chimpanzés et les bonobos sont omnivores, cependant plus de la moitié de leur régime alimentaire est composée de fruits (Wrangham, 1975; Badrian et Malenky, 1984; Ghiglieri, 1984; Kano et Mulavwa, 1984; Yamakoshi, 1998; Hohmann *et al.*, 2012; UICN, 2012). Les chimpanzés auront tendance à sélectionner les fruits mûrs qui ont un taux de sucre plus élevé pour leur fournir une plus grande quantité d'énergie (Isabirye-Basuta, 1990; Inskipp, 2009). En plus des fruits, les deux espèces vont également se nourrir de feuilles, de la moelle des végétaux, de graines, de fleurs, de tiges et d'écorce (Badrian et Malenky, 1984; Kano et Mulavwa, 1984; Bermejo *et al.*, 1994; Yamakoshi, 1998; Hohmann *et al.*, 2012; UICN, 2012). Les bonobos vont aussi consommer fréquemment du miel, des truffes, des plantes aquatiques et des poissons (Badrian et Malenky, 1984; Kano et Mulavwa, 1984; Bermejo *et al.*, 1994; Hohmann *et al.*, 2012; UICN, 2012). Il arrive parfois, en fonction de la disponibilité de la nourriture, que les chimpanzés mangent du miel, des champignons, des algues, et de la résine (Yamakoshi, 1998). Les chimpanzés, comparativement aux bonobos, vont passer plus de temps à la chasse de petits vertébrés pour nourrir leur groupe (Uehara, 1997). Chez cette première espèce, ce sont les mâles d'un même groupe qui vont s'associer pour la chasse (Uehara, 1997). La viande qui est obtenue est partagée entre les mâles et peut être offerte aussi aux femelles et aux jeunes du groupe (Uehara, 1997). Les bonobos vont chasser seuls (Hohmann et Fruth, 2008) des vertébrés et des invertébrés de façon beaucoup plus sporadique (Badrian et Malenky, 1984; Kano et Mulavwa, 1984; UICN, 2012).

Les gorilles occidentaux vivent dans quatre principaux habitats: les forêts marécageuses et les forêts de plaine localisées à basse altitude pour les gorilles occidentaux des plaines (Rainey *et al.*, 2009) et les forêts matures primaires et les forêts secondaires pour les gorilles de la Cross River (Sarmiento et Oates, 2000; Ferriss, 2009). Actuellement, les gorilles de la Cross River sont restreints dans les forêts plus reculées en raison des activités anthropiques élevées dans cette région; cependant, il leur arrive de se déplacer dans les vallées localisées entre des montagnes (Sarmiento et Oates, 2000; Bergl et Vigilant, 2007). La présence des gorilles occidentaux des plaines est associée à la présence de plantes monocotylédones et on les trouve en plus grande abondance dans les milieux où ces espèces sont communes (Ferriss, 2009; Rainey *et al.*, 2009).

Dans les écosystèmes où vivent les gorilles occidentaux, les fruits sont plus abondants et plus communs que dans les habitats des gorilles orientaux, où les plantes herbacées sont dominantes, ce qui influence leur régime alimentaire (Doran et McNeilage, 1998; Ferriss, 2009). En fonction des saisons, les gorilles occidentaux vont se nourrir principalement de fruits (Nishihara, 1995; Etiendem et Tagg, 2013; Rogers *et al.*, 2004). Ils consomment aussi durant toute l'année des feuilles, des fleurs et des tiges d'herbes souvent riche en sels minéraux (Nishihara, 1995; Sarmiento et Oates, 2000; Ferriss, 2009). L'habitat des gorilles de la Cross River présente une grande variabilité saisonnière (Sarmiento et Oates, 2000). Lors de la saison sèche (environ cinq mois), les parties végétatives vont être consommées principalement, alors qu'en saison des pluies, les fruits vont être la source alimentaire première (Sarmiento et Oates, 2000; Etiendem et Tagg, 2013). Les gorilles occidentaux des plaines ont un régime alimentaire similaire à la sous-espèce de la Cross River. Ils consomment beaucoup de fruits, de la moelle de végétaux, des feuilles et des invertébrés (Nishihara, 1995; Ferriss, 2009; Maisels *et al.*, 2018).

La forte présence humaine à proximité des habitats des gorilles de montagnes force les individus des deux populations (Virunga et Bwindi) à vivre en altitude (Gray et Kalpers, 2005; Plumptre *et al.*, 2019). Les gorilles de montagne des Virunga vivent au-dessus de 1850 m d'altitude dans un habitat forestier montagneux composé de plusieurs types de végétation tels que des forêts de bambous, des forêts ouvertes et des zones herbacées subalpines (Yamagiwa *et al.*, 1994, Yamagiwa *et al.*, 2003; Ferriss *et al.*, 2009; Plumptre *et al.*, 2019). Les gorilles de montagne de Bwindi sont localisés à de plus basses altitudes dans des forêts ouvertes, des forêts mixtes avec un couvert arbustif et herbacé et des forêts secondaires (Sarmiento *et al.*, 1996; Ferriss *et al.*, 2009; Plumptre *et al.*, 2019). Les gorilles orientaux des plaines vivent dans des forêts primaires et secondaires des plaines, dans les forêts de montagne, les forêts de transition entre ces deux habitats, les forêts de bambous et les forêts de marécage (Yamagiwa *et al.*, 1994, Yamagiwa *et al.*, 2003; Ferriss *et al.*, 2009; Plumptre *et al.*, 2019). Certaines populations de la région de Kahuazi-Biega vont même jusqu'à exploiter les tourbières et les prairies alpines (Yamagiwa *et al.*, 2003; Ferriss *et al.*, 2009).

Le régime alimentaire des deux sous-espèces de gorilles orientaux est très variable et dépend de la disponibilité de la nourriture (Doran et McNeilage, 1998) influencée par le climat et l'altitude (Plumptre *et al.*, 2019). Les gorilles de montagne sont herbivores, ils vont donc principalement se nourrir de plantes herbacées plus particulièrement des feuilles, des tiges, des racines et parfois de l'écorce (Doran et McNeilage, 1998; Rothman *et al.*, 2007; Ferriss *et al.*, 2009). Ils vont occasionnellement aussi se nourrir

d'invertébrés (Rothman *et al.*, 2007; Ferriss *et al.*, 2009). Les bambous, qui offrent une grande source de protéines, font aussi partie intégrante de l'alimentation des gorilles de montagne (Casimir, 1975). Durant la saison pluvieuse, les bambous peuvent constituer jusqu'à 90% du régime alimentaire (Caldecott et Kapos, 2009). Les gorilles des Virunga vivent dans un milieu plus en altitude où les fruits comestibles sont peu abondants, comparativement au Parc National de Bwindi Impénétrable où les gorilles vont consommer des fruits en plus grande quantité (Rothman *et al.*, 2007; Ferriss *et al.*, 2009). Les gorilles orientaux des plaines, quant à eux, sont principalement frugivores (Casimir, 1975). Leur environnement leur permet d'avoir un régime alimentaire varié qui comprend des graines, des feuilles, des fruits et de l'écorce (Casimir, 1975; Yamagiwa *et al.*, 2005; Ferriss *et al.*, 2009). Ces gorilles se nourrissent occasionnellement d'invertébrés tels que des fourmis ou des termites (Yamagiwa *et al.*, 2005). Hors des saisons de fruits, les gorilles orientaux des plaines vont se nourrir de plantes herbacées (Yamagiwa *et al.*, 2005; Ferriss *et al.*, 2009).

1.1.3 Structure sociale

Les chimpanzés et les bonobos vivent dans des structures sociales dynamiques caractérisées par des événements de fission et de fusion (Inskipp, 2009; Lacambra *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013). Ainsi, les groupes se sous-divisent durant la journée pour la quête alimentaire (Wrangham, 1975; Kuroda, 1979; Badrian et Badrian, 1984; Chapman *et al.*, 1994; UICN, 2012). Chez les bonobos, les groupes de 50 à 150 individus sont généralement composés de mâles et de femelles (Badrian et Badrian, 1984) qui vont se diviser en sous-groupes pouvant aller de 2 à 30 individus (Kuroda, 1979; UICN, 2012) sur un territoire de 20 à 60 km² (Lacambra *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013). Les sous-groupes sont très variables dans le temps et dans l'espace et les individus parcourent en moyenne 2 km par jour pour trouver de la nourriture (Lacambra *et al.*, 2009). Comparativement aux chimpanzés, les bonobos sont moins territoriaux, permettant le chevauchement de territoire et, occasionnellement, le déplacement temporaire de certains bonobos d'un groupe à un autre (Fruth *et al.*, 2013; Badrian et Badrian, 1984). Les groupes de chimpanzés sont généralement composés de plus de 150 individus, qui se séparent durant la journée en sous-groupes de 2 à 20 individus, pour la quête alimentaire (Chapman *et al.*, 1994).

Chez les chimpanzés, les mâles sont en haut de la hiérarchie; ils coopèrent entre eux pour la chasse (Teleki, 1973), la défense du territoire, mais également pour l'épouillage (Inskipp, 2009). Quant aux femelles, il y a peu d'interactions entre elles et rarement de hiérarchie (Inskipp, 2009). Chez les bonobos, les femelles forment des coalitions pour avoir un statut presque similaire à celui des mâles (Lacambra *et al.*, 2009;

Fruth *et al.*, 2013). Ces coalitions leur permettent d'avoir un meilleur accès à la nourriture, mais vont aussi influencer la reproduction (Badrian et Badrian, 1984; Lacambra *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013). Dans les communautés de chimpanzés et de bonobos, les femelles rendues à l'âge de la reproduction vont quitter le groupe natal pour aller vivre dans un autre groupe (Badrian et Badrian, 1984; Inskipp, 2009; Lacambra *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013; Williamson *et al.*, 2013). Chez les chimpanzés, la différence de statut entre les femelles et les mâles entraîne des conflits entre les mâles pour la reproduction (Tutin et McGinnis, 1981), conflits qui sont très peu fréquents chez les bonobos en raison de la plus grande disponibilité de femelles prêtes à la reproduction en même temps (Kuroda, 1979; Badrian et Badrian, 1984; Lacambra *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013). Entre les adultes et les jeunes, les liens sont forts chez les bonobos (Lacambra *et al.*, 2009). Les femelles vont toujours garder une relation avec leurs progénitures et vont aussi pratiquer l'épouillage, qui se fera entre les sexes (Badrian et Badrian, 1984). De plus, les mâles adultes vont tisser de bonnes relations avec les jeunes en partageant la nourriture et les nids (Lacambra *et al.*, 2009). Pour les chimpanzés, l'épouillage est pratiqué généralement entre individus de même sexe et se fait plus rarement entre la mère et son enfant (Inskipp, 2009). L'infanticide est courant chez ce primate (Wilson et Wrangham, 2003), alors que chez le bonobo, l'infanticide est absent (Badrian et Badrian, 1984).

Les gorilles occidentaux et orientaux vivent dans des groupes stables principalement composés d'un mâle dominant mature (à dos argenté), de plusieurs femelles et de leurs enfants (Schaller, 1963; Robbins, 1995; Stokes *et al.*, 2003). Il existe aussi des groupes composés de plusieurs mâles, très rares chez les gorilles occidentaux, mais plus fréquents chez les gorilles orientaux (Robbins, 1995). Chez les gorilles occidentaux des plaines, les groupes sont généralement composés de 10 individus et varient entre 2 et 20 individus chez les gorilles de la Cross River (Ferriss *et al.*, 2009; Maisels *et al.*, 2018). Durant une journée, les gorilles occidentaux vont parcourir de grandes distances pour la quête alimentaire (Remis, 1994). Les gorilles orientaux quant à eux, forment des groupes de 2 à 60 individus (Ferriss, 2009; Plumptre *et al.*, 2019). À l'inverse des chimpanzés et des bonobos, les gorilles occidentaux et orientaux ne sont pas territoriaux; ainsi les aires vitales se chevauchent fréquemment entre les groupes (Bermejo, 2004). En général, les domaines vitaux des gorilles orientaux varient entre 6 et 40 km² (Plumptre *et al.*, 2019). Les gorilles de Bwindi vont utiliser les plus grands domaines vitaux des gorilles orientaux suivis par les gorilles des plaines et finalement par les gorilles des Virunga qui vont se limiter à des zones de 5 à 11 km² (Ferriss, 2009). Pour les gorilles occidentaux, le domaine vital des gorilles de la Cross River peut atteindre jusqu'à 30 km² (Sunderland-Groves *et al.*, 2009), alors que celui des gorilles occidentaux des plaines se situe entre 10 et 25 km² (Williamson and Butynski, 2013).

Les gorilles sont polygynes, c'est-à-dire que le mâle dominant s'accouple avec les différentes femelles présentes dans le groupe (Stokes *et al.*, 2003). À leur maturité, les mâles et les femelles quittent le groupe natal (Stokes *et al.*, 2003). Les mâles vont rester solitaires pendant un certain temps en attendant que des femelles viennent s'associer et former un nouveau groupe (Stokes *et al.*, 2003). Il arrive parfois que des mâles vivent en solitaire pour le restant de leur vie (Robbins, 1995). Les femelles peuvent rejoindre un autre groupe de gorille ou s'associer avec un mâle solitaire (Stokes *et al.*, 2003). Lorsqu'il y a décès du mâle à dos argenté dans un groupe de gorille, les femelles et leurs jeunes vont se disperser afin de rejoindre d'autres groupes (Stokes *et al.*, 2003). Que ce soit chez les gorilles occidentaux ou orientaux, les femelles ont peu d'interaction entre elles; cependant, elles vont garder un lien fort avec leurs progénitures (Stewart et Harcourt, 1987). Tout comme chez les chimpanzés, il y a des cas d'infanticide observés dans les groupes de gorilles orientaux (Stewart et Harcourt, 1987; Watts, 1989).

1.2 Populations et statut des espèces

D'après les rapports de l'IUCN, les bonobos et les chimpanzés sont en danger d'extinction dans la nature (Fruth *et al.*, 2016; Humle *et al.*, 2016). Depuis les années 1990, il y a une diminution des aires adéquates pour soutenir les populations de bonobo, principalement en raison de fortes activités anthropiques (Junker *et al.*, 2012). La destruction de l'habitat et la chasse illégale seraient les principaux responsables de cette diminution. Toutefois, il manque encore de l'information sur la densité des populations de bonobos (UICN, 2012). Moins de 30 % de toute l'aire géographique de ce grand primate a été recensée et évaluée entre 2003 et 2010 (UICN, 2012).

Contrairement aux bonobos, les chimpanzés font partie des primates les plus étudiés, principalement en raison des études menées par Jane Goodall (Goodall, 1968; Goodall, 1986). Du début du 20^e siècle jusqu'en 1960, plus de 1 million de chimpanzés auraient disparu en raison d'activités humaines (Butynski, 2001). En 2003, la population totale de chimpanzés était estimée entre 172 700 et 299 700 individus (Butynski, 2001; Butynski, 2003). Parmi les sous-espèces, le chimpanzé du Nigeria-Cameroun possède la plus petite population (Morgan *et al.*, 2011) avec une estimation de 3 500 à 9 000 individus réalisée en 2011 (Morgan *et al.*, 2011). À l'inverse, la population du chimpanzé d'Afrique orientale est la plus élevée des quatre sous-espèces avec 75 000 à 118 000 individus (Butynski, 2001; Butynski, 2003).

Les gorilles occidentaux et orientaux sont classifiés en danger critique d'extinction par l'UICN (Maisels *et al.*, 2018; Plumptre *et al.*, 2019). En 2007, la population de gorille de Cross River au Cameroun a été évaluée entre 125 à 185 individus et à environ 75 à 100 individus au Nigeria (Oates *et al.*, 2007). La population de gorille de Cross River est beaucoup plus petite que celle du gorille occidental des plaines (Nellemann *et al.*, 2010). En 2013, l'étude de Strindberg *et al.* (2018) a permis d'évaluer le nombre total de gorilles occidentaux des plaines à 361 900 individus.

Grâce aux différentes mesures de conservation mises en place dans la région des Virunga, la population de gorilles de montagne aurait augmenté depuis les années 1980 (Gray *et al.*, 2010; Gray *et al.*, 2013). De tous les grands singes, c'est la seule population ayant subi une augmentation dans les dernières années (Gray *et al.*, 2013). En 2018, la population totale de gorilles de montagne était évaluée à 1000 individus, dont 600 dans la région des Virunga (Plumptre *et al.*, 2019) et 400 à Bwindi (Roy *et al.*, 2014). Quant aux gorilles orientaux des plaines, ce sont 3800 individus qui ont été recensés en 2016 dans toute leur aire de répartition (Plumptre *et al.*, 2016). Selon ces auteurs, leur nombre aurait diminué de plus des trois quarts depuis 1994 (Plumptre *et al.*, 2016) à cause des guerres civiles, de l'exploitation minière de coltan et de la chasse en RDC (Redmond, 2001).

1.3 Interaction entre les grands primates et les humains

Les humains et les primates se partagent les habitats africains depuis des milliers d'années (Hill, 2002). Avec l'augmentation démographique que subit l'Afrique et la destruction des forêts tropicales, le nombre de contacts entre les grands primates africains et les humains est de plus en plus élevé (Walsh *et al.*, 2003; Morgan et Sanz, 2007; Hockings, 2009). Ces contacts entraînent des interactions qui peuvent engendrer des effets positifs ou négatifs sur les deux groupes (Hockings et Humle, 2009). La section suivante présente les relations humains-primates qui ont été recensées à travers les années en Afrique.

1.3.1 Interactions positives

Plusieurs communautés indigènes ont développé des croyances en lien avec les grands primates qui leur ont permis d'établir des relations positives avec ces espèces (Kortlandt, 1986; Lingomo et Kimura, 2009; Remis et Hardin, 2009). Les croyances sont souvent garantes de la protection des grands singes dans plusieurs régions d'Afrique (Kortlandt, 1986; Lingomo et Kimura, 2009; Remis et Hardin, 2009). Cette protection a permis aux hommes et aux primates de coexister de façon pacifique pendant plusieurs siècles (Hocking, 2007).

C'est le cas de la tribu des Manon du village de Bossou en Guinée qui, depuis des années, entretient une relation avec les chimpanzés qui vivent dans la zone forestière à proximité (Kortland, 1986). D'après les croyances de la population du village et des tribus voisines, soit les Kono et les Guerz, les chimpanzés sont une réincarnation de leurs ancêtres qui se seraient installés sur la colline de Gban (Kortland, 1986). Les Manons et les Kono ne mangent pas et ne chassent pas le chimpanzé en raison de la nature sacrée de ce grand singe (Kortland, 1986). Certains villageois allaient même jusqu'à offrir de la nourriture aux chimpanzés vivant sur la colline et leur permettaient également de venir chercher de la nourriture dans le village. Kortland (1986) supposait que les humains de ce village et les chimpanzés ont vécu en symbiose dans l'environnement pendant de nombreuses années. Les chimpanzés et les humains auraient agi en association pour éliminer leur prédateur commun qui était le léopard (*Panthera pardus*). Le chimpanzé perché dans les arbres est efficace pour détecter la présence du félin dans l'environnement pendant que les humains avec les outils de chasse sont bons pour tuer l'animal (Kortland, 1986). Toutes ces croyances et ces tabous sont responsables de la protection et la survie de la population de chimpanzé à Bossou, malgré la grande croissance démographique qu'a subie la région (Kortland, 1986). Ces interactions positives auraient également permis aux chimpanzés d'observer les humains dans leurs occupations, et d'apprendre à utiliser des outils tels qu'une roche pour ouvrir et atteindre l'intérieur des noix des palmiers à huile (*Elaeis guineensis*) (Kortland, 1986). La déforestation et l'implantation de zones agricoles à proximité de Bossou ont réduit la disponibilité de nourriture sauvage des chimpanzés, les rendant plus dépendants des ressources agricoles humaines comme le fruit du palmier à l'huile (Kortland, 1986).

Il existe également une relation positive entre les populations de gorille du Cameroun et les Baka qui vivent dans le sud et l'est du pays (Oishi, 2013). Les Baka sont des chasseurs-cueilleurs aussi nommés pygmées qui pratiquent principalement une vie semi-nomade (Sato, 1998). Depuis 1970, une partie de ce groupe ethnique exerce l'agriculture de rente plus particulièrement de cacaoyers (Oishi, 2012). Les Baka ont toujours considéré les gorilles comme une espèce avec une importance symbolique à part des autres primates (Sato, 1998). Les gorilles sont représentés comme personnages principaux dans plusieurs contes et histoire des communautés de Baka (Hattori, 2012). Certains affirment même que ce sont des espèces dotées d'émotions humaines et pour cette raison ils évitent de manger leur viande (Sato, 1998). C'est le cas principalement des femmes qui affirment que les gorilles sont très semblables aux humains d'où la réticence de se nourrir de cette espèce (Hattori, 2012). Les gorilles vivent principalement dans les forêts secondaires et dépendent fortement des plantes herbacées terrestres retrouvées dans les milieux ouverts

pour se nourrir (Willie *et al.*, 2013). Les rencontres entre les Baka et les gorilles se font principalement dans ces milieux ouverts, car ils sont sélectionnés par les Baka pour la cueillette. Il y a plusieurs années, lorsque les Baka étaient majoritairement nomades, ils se déplaçaient d'un endroit à l'autre dans les forêts camerounaises pour pratiquer la chasse et la cueillette (Oishi, 2013). Les ouvertures dans les forêts laissées après le passage des Baka offraient des zones d'alimentation pour les gorilles où les plantes herbacées poussaient en plus grande abondance (Oishi, 2013). La présence des Baka permettait donc aux gorilles d'avoir accès à des zones d'alimentation et favorisait le maintien de ces populations de primate dans les forêts camerounaises (Oishi, 2013).

Activité touristique

Il existe aussi certaines interactions positives entre les primates et les humains qui ne sont pas liées aux croyances des populations locales, mais qui permettent d'améliorer la conservation des espèces de grands singes, comme c'est le cas avec les activités touristiques (Higham, 2007; Honey, 2008). Le développement d'activités touristiques liées à l'observation des grands singes permet de faire l'éducation du grand public, de promouvoir l'intérêt de la conservation des grands primates et de financer les efforts de conservation des espèces et de leurs habitats grâce aux revenus générés par ces activités (Higham, 2007; Honey, 2008). Les chimpanzés et les deux espèces de gorilles sont des primates populaires pour lesquels la demande touristique est élevée (Brooks et Smith, 1991; Sandbrook et Roe, 2013). Depuis des années, il existe plusieurs sites dans différents pays de l'aire de répartition de ces trois espèces où il est possible d'observer ces grands singes dans leur habitat naturel (Yamagiwa *et al.*, 1993; McNeilage, 1996; French, 2009; Nakamura et Nishida, 2009; Laudati, 2010). D'après l'étude de Melita et Mendlinger (2013), le tourisme est un moyen d'inciter les populations à la conservation des ressources et permet également de développer des attitudes positives envers la protection de la biodiversité. Dans certaines aires protégées, sans l'intérêt et l'apport d'argent du tourisme, certains habitats ou espèces animales n'existeraient plus en raison du manque de fond pour financer les efforts de conservation et des fortes pressions anthropiques aux alentours (Steven *et al.*, 2013).

1.3.2 Interactions négatives

Les interactions négatives surviennent, car les humains sont en compétition avec les grands primates pour les ressources naturelles qui sont nécessaires à la survie des deux groupes (Hockings, 2009). Cette compétition entraîne des effets négatifs sur la survie des primates et leurs écosystèmes (Hockings et Humle, 2009). La chasse pour la viande de brousse, le trafic d'individus, l'exploitation forestière et

l'agriculture sont des exemples de comportements humains, présentés dans cette section, qui nuisent aux primates.

Ces activités anthropiques augmentent les chances de contact entre les humains et les grands primates, qui sont plus à risque de contracter des maladies humaines (Wolfe *et al.*, 1998; Wallis et Lee, 1999; Butynski, 2001; Morgan et Sanz, 2007). Parmi les maladies que peuvent contracter les grands singes, il y a plusieurs agents pathogènes tels que l'Ebola ou des virus respiratoires (Köndgen *et al.*, 2008, Spelman *et al.*, 2013; Bermejo *et al.*, 2006; Caillaud *et al.*, 2006; Leendertz *et al.*, 2017). Ils peuvent également être parasités par les mêmes parasites que les humains (Ashford *et al.*, 1990; Sleeman *et al.*, 2000). Les grands primates qui ont été habitués aux humains ont plus de chance d'être atteints de maladies, car les contacts sont plus fréquents (Wolfe *et al.*, 1998; Butynski, 2001; Woodford *et al.*, 2002; Gilardi *et al.*, 2015). Chez les chimpanzés, les maladies infectieuses transmises par les humains sont une des plus importantes causes de décès dans certaines populations (Walsh *et al.*, 2003). Le génome similaire à 99% de ce primate avec celui de l'humain augmente les probabilités de transmission lors de contacts (Tutin, 2000; Smith, 2012). Les bonobos sont aussi plus à risque de transmission de maladies infectieuses en RDC (Gilardi *et al.*, 2015) où le taux de croissance démographique est le plus élevé en Afrique (Banque mondiale, 2019f). De plus, les contacts fréquents entre groupes de bonobo rendent l'espèce plus vulnérable aux maladies (Gilardi *et al.*, 2015).

La chasse

Dans tous les pays africains, la capture, la consommation ou l'élimination des grands primates est illégale (Bennett *et al.*, 2007; Ajonina *et al.*, 2014). Toutefois, cette réglementation est très peu suivie, et la chasse des grands singes est encore pratiquée dans plusieurs pays tels que le Cameroun, le Nigéria, la RDC, le Congo et plusieurs autres (Wilkie et Carpenter, 1999; Fa *et al.*, 2003; Angwafo *et al.*, 2019). Actuellement, la chasse pour la consommation et la vente de viande est la plus grande menace directement liée à la survie des quatre grands primates africains (Fa *et al.*, 2002; Linder et Oates, 2011; Fruth *et al.*, 2013; Fa *et al.*, 2015). Cependant, la vulnérabilité des primates à la chasse varie en fonction de l'espèce et de la pratique utilisée (Fa et Brown, 2009). Avec la grande augmentation de la population en Afrique, la demande en viande de brousse sur le marché s'accroît rapidement (Jones-Bowen et Pendry, 1999; Robinson *et al.*, 1999; Bennett *et al.*, 2007) et les communautés locales deviennent de plus en plus dépendantes de cette ressource (Nasi *et al.*, 2008). La viande de brousse tend également à être vendue moins cher que la viande d'espèces domestiques (Hicks *et al.*, 2010). Les grands singes ont la préférence

des chasseurs, car ils leur offrent une plus grande quantité de viande que beaucoup d'autres animaux sauvages (Wilkie et Carpenter, 1991; Wilkie *et al.*, 1992; Fa *et al.*, 2003) et de ce fait, un meilleur revenu (Lahm, 1993; Bennett *et al.*, 2007; Bennett et Robinson, 2000). En plus de la viande, les gorilles occidentaux et orientaux sont ciblés par les chasseurs (Cousins 1978; Wilkie *et al.*, 1992) comme trophée ou comme espèce de collection (Cousins 1978; Gates, 1996). Le bonobo, quant à lui, est une espèce très prisée pour l'alimentation, car il offre une bonne quantité de viande et le cerveau est très apprécié (Fruth *et al.*, 2013). Les chimpanzés font généralement l'objet d'une chasse opportuniste, mais parfois l'espèce est sélectionnée pour sa viande (Humble *et al.*, 2016). Le fusil et les pièges sont les techniques de chasse les plus utilisées (Angwafo *et al.*, 2019). Selon le type de pièges utilisé par les braconniers, il arrive aussi souvent qu'ils blessent ou tuent des grands singes de façon non ciblée (Quiatt *et al.*, 2002; Reynolds, 2005). Actuellement, la chasse entrave la pérennité des populations de grands singes en raison de leur faible taux de reproduction et des faibles densités de populations de certaines espèces (Fa *et al.*, 2005 ; Bennett *et al.*, 2007).

L'industrie forestière est responsable de l'intensification de la chasse dans plusieurs pays (Johns et Skorupa, 1987). En créant de nouvelles routes d'accès aux concessions, elle facilite l'accès à des zones forestières éloignées, non accessibles auparavant aux braconniers (Wilkie *et al.*, 1992; Laurance *et al.*, 2006a). Ces routes permettent de sortir une grande quantité de viande de brousse (Wilkie *et al.*, 1992; Laurance *et al.*, 2006a; Bennett *et al.*, 2007; Edwards *et al.*, 2014). Les activités d'exploitation forestière ont intensifié le taux d'immigration dans les zones forestières, augmentant la demande en nourriture et la pression de chasse sur les espèces sauvages (Wilkie *et al.*, 1992; Poulsen *et al.*, 2009; Edwards *et al.*, 2014).

Les guerres civiles de nombreux pays africain sont également responsables de l'accroissement de la chasse sur les grands primates (Nackoney *et al.*, 2014), comme les bonobos (Lingomo et Kimura, 2009) et les gorilles orientaux en RDC (Hart *et al.*, 1997; Nackoney *et al.*, 2014). La guerre, en plus d'augmenter l'accessibilité des armes et des munitions (Lingomo et Kimura, 2009; Fruth *et al.* 2013; Nackoney *et al.*, 2014), a renforcé la dépendance aux ressources naturelles par les communautés locales (Nackoney *et al.*, 2014). Les armes ont permis aux chasseurs d'augmenter leur efficacité de chasse des primates (Kalpers *et al.*, 2003; Milner-Gulland et Bennett, 2003 ; Kirkby *et al.*, 2015).

Le commerce

Le commerce des animaux vivants est une menace qui touche les grands primates en Afrique (King *et al.*, 2005; Hicks *et al.*, 2010; Stiles *et al.*, 2016). Habituellement, les jeunes primates sont capturés puis vendus soit à des collectionneurs privés comme animaux de compagnie, soit au secteur biomédical ou au secteur du spectacle (Hicks *et al.*, 2010; Stiles *et al.*, 2016; Norconk *et al.*, 2019). Lors de cette pratique, les femelles et les jeunes sont les plus vulnérables (Stiles *et al.*, 2016). Pour capturer les jeunes primates, les braconniers tuent des adultes du groupe qui défendent leur progéniture (Hicks *et al.*, 2010). Entre 2005 et 2011, il a été estimé qu'environ 22 218 grands primates (en comptant les orangs-outans) ont été capturés pour le commerce illégal, dont 64 % sont des chimpanzés (Stiles *et al.*, 2016).

L'exploitation forestière

L'altération des habitats en raison des activités d'exploitation forestière est aussi une menace persistante en Afrique pour les quatre grands singes (Chapman *et al.*, 2000; Kormos *et al.*, 2003; Morgan et Sanz, 2007; Rainer *et al.*, 2014). L'exploitation forestière qui y est pratiquée de façon répétitive perturbe de manière continue l'écosystème et menace de modifier la composition des forêts à long terme (Zimmerman et Kormos, 2012). Certains arbres très importants dans l'alimentation des primates pourraient disparaître des écosystèmes en raison des changements de composition des forêts (Oates, 1996; Zimmerman et Kormos, 2012).

Au début du 21^e siècle, 80% de la superficie forestière originale en Afrique de l'Ouest, où vivaient des chimpanzés, a disparu comme conséquence de l'industrie forestière (Kormos *et al.*, 2003). En RDC, les bonobos évitent les zones d'habitat fragmenté où il y a présence d'activité humaine, limitant grandement les habitats intacts encore disponibles pour l'espèce (Hickey *et al.*, 2013). Au Rwanda, les habitats forestiers restants qui permettent de soutenir les populations de gorille de montagne sont presque tous confinés aux aires protégées en raison de la déforestation engendrée par les conflits armés, la pression démographique et les plantations agricoles (Kanyamibwa, 1998). De toutes les sous-espèces de gorilles confondues, le taux de destruction des habitats est le plus élevé dans l'aire de répartition des gorilles orientaux des plaines (Wilkie *et al.*, 2000).

L'agriculture

Les activités agricoles, comme les cultures de soja et de palmier à l'huile, sont responsables d'une grande partie de la déforestation et fragmentation en Afrique, ce qui diminue la disponibilité des habitats pour

les primates (Chapman et Peres, 2001; Chapman *et al.*, 2006; Nackoney *et al.*, 2014; Estrada *et al.*, 2017). En raison de la déforestation, 46% des forêts tropicales mondiales sont actuellement fragmentées (Haddad *et al.*, 2015). Cette fragmentation contraint les primates à vivre dans des zones de forêts isolées et empêche le déplacement d'individus d'une population à une autre (Chapman *et al.*, 2000; Hickey *et al.*, 2013; Marsh, 2013). On sait par exemple que le manque de connectivité entre les différentes communautés de gorille de Cross River a entraîné une diminution de la diversité génétique et une restructuration de ces communautés (Bergl *et al.*, 2008).

Le palmier à huile, malgré son origine africaine, commence à peine à être cultivé massivement dans un bon nombre de pays en Afrique, mais ce processus s'accélère (Wich *et al.*, 2014; Vijay *et al.*, 2016). Au total, 42% de l'aire géographique occupée par les grands singes africains possède les conditions environnementales favorables pour le palmier à l'huile (Wich *et al.*, 2014). L'expansion probable des plantations de palmier au cours des prochaines années est une menace supplémentaire pour les populations de chimpanzés, de bonobos et de gorilles (Wich *et al.*, 2014). Présentement, c'est 73 % de l'aire géographique du gorille occidental qui convient aux plantations de palmier à l'huile, 99 % de l'aire des bonobos (Wich *et al.*, 2014) et 41 % de l'aire des chimpanzés. Seuls 10% de l'habitat des gorilles orientaux est compatible avec le palmier à l'huile (Wich *et al.*, 2014).

Activité touristique

Avec l'augmentation des études sur l'impact du tourisme sur les espèces sauvages (Higham, 2007), il a été démontré que les activités touristiques peuvent entraîner des effets négatifs sur la faune et la flore (Higham, 2007 ; Knight et Cole, 2013). L'impact négatif le plus important du tourisme des grands primates est la possibilité de transmission de maladies infectieuses qui augmente en fonction du nombre de contact entre les humains et les primates (Homsy, 1999; Wallis et Lee, 1999; Muehlenbein et Wallis, 2014). La présence des humains dans l'environnement naturel des grands singes crée un stress chez ces espèces et est également responsable du changement de comportement des primates qui deviennent de plus en plus habitués à l'homme (Johns, 1996; Wallis et Lee, 1999). Cependant l'habitation des primates face aux humains est importante pour étudier les comportements, l'environnement et les impacts de ces contacts sur les populations de primates (Goldsmith, 2005). Il y a un besoin d'études sur le tourisme des grands singes pour évaluer si des activités touristiques durables peuvent être développées sans affecter la conservation de ces espèces (Macfie et Williamson, 2010).

1.4 Importance de la conservation des primates

La prochaine section expose les rôles importants des grands primates dans le domaine scientifique, dans le maintien des écosystèmes forestiers d'Afrique, mais également au niveau social, économique et culturel pour les populations locales qui vivent à proximité de ces espèces.

1.4.1 Importance écologique

Les grands singes ont un rôle important dans la conservation des forêts tropicales africaines (Beaune *et al.*, 2013; Petre *et al.*, 2013). Les primates ont une interaction dynamique étroite avec les arbres fruitiers qui leur offrent de la nourriture pendant qu'ils assurent la dispersion de leurs graines (Wrangham *et al.*, 1994; Beaune *et al.*, 2013; Haurez *et al.*, 2015; Fuzessy *et al.*, 2016; Andresen *et al.*, 2018). Cette dispersion contribue à la régénération et au maintien de la structure des forêts tropicales (Chapman et Onderdonk, 1998; Nathan et Muller-Landau, 2000). Les grands singes avec leur régime alimentaire principalement frugivore, leur vaste domaine vital et leur grande masse corporelle sont de bons agents pour la dispersion de graines (Wrangham *et al.*, 1994; Beaune *et al.*, 2013; Haurez *et al.*, 2015). Avec les activités anthropiques qui menacent de plus en plus les primates, la possible disparition de ces grands singes pourrait entraîner des modifications dans les forêts tropicales à long terme (Chapman et Onderdonk, 1998).

Les chimpanzés et les bonobos sont des frugivores spécialisés et d'excellents agents pour la dispersion des graines (Wrangham *et al.*, 1994; Chapman, 1995; Beaune *et al.*, 2013). Lorsque ces deux primates ingèrent des graines, celles-ci seront rarement endommagées lors de la digestion, ainsi elles sortent relativement intactes dans les excréments et peuvent germer dans l'environnement (Wrangham *et al.*, 1994; Beaune *et al.*, 2013). Une étude a évalué que 98,5% des excréments de chimpanzés contiennent des graines intactes d'arbres fruitiers (Wrangham *et al.*, 1994). Les chimpanzés et les bonobos ont aussi de grands domaines vitaux et leurs déplacements favorisent la dispersion de ces graines (Wrangham *et al.*, 1994; Beaune *et al.*, 2013). Le bonobo, le deuxième plus grand frugivore qui agit comme agent de dispersion des graines dans son aire de répartition (Beaune *et al.*, 2013), parcourt ainsi plus de la moitié de l'aire géographique occupée par son groupe (Tsuji *et al.*, 2010).

Les gorilles, avec leur taille et leur grande habileté, vont également agir dans la modification de la composition et la structure des forêts tropicales (Rogers *et al.*, 1998; Voysey *et al.*, 1999; Petre *et al.*, 2013).

La création de nids et l'alimentation sont les deux activités effectuées par les gorilles qui contribuent aux changements des forêts (Rogers *et al.*, 1998). Les gorilles occidentaux agissent comme agent de dispersion de graines de la même façon que le chimpanzé et le bonobo (Tutin *et al.*, 1991; Voysey *et al.*, 1999; Petre *et al.*, 2013). Les gorilles orientaux, quant à eux, se nourrissent plus fréquemment de feuilles que les trois autres grands primates, mais ils consomment également des fruits (Rothman *et al.*, 2007). De plus, le piétinement par ces gorilles agit comme le broutage par les ongulés dans les pâturages, cela stimule la reproduction végétative des espèces végétales et permet d'augmenter la densité des tiges (Watts, 1998).

1.4.2 Importance économique

Le tourisme associé aux grands primates, qui sont des espèces charismatiques, fournit des bénéfices économiques importants pour certains des pays où ils sont localisés (Moyini et Uwimbabazi, 2000; Sandbrook et Roe, 2013). Les espèces qui vivent dans les forêts d'Afrique équatoriale sont localisées dans des régions où la pauvreté est très élevée et où les opportunités économiques sont plutôt rares (Ashley *et al.*, 2001), ce qui augmente la valeur économique des grands singes. En Ouganda, la principale attraction du pays est associée à l'observation des gorilles de montagne (Moyini et Uwimbabazi, 2000). Chaque gorille de montagne dans le Parc national Bwindi génère un revenu annuel de plus de 100 000\$ US lié aux activités touristiques (Cavanagh *et al.*, 2018). En plus d'offrir un revenu avec les activités touristiques, les primates permettent aussi de créer des opportunités d'emplois pour les communautés locales (Ashley *et al.*, 2001). Ces emplois sont principalement associés aux parcs nationaux et à la conservation des espèces de primates (Ashley *et al.*, 2001; Nielsen et Spenceley, 2011). Chaque gorille de montagne du Parc national Bwindi permet la création de 30 emplois (Cavanagh *et al.*, 2018).

Le commerce de viande de brousse de primate contribue également aux revenus de plusieurs populations locales africaines (Bowen-Jones *et al.*, 2003). Le marché de viande de brousse a un rôle important dans l'économie de l'Afrique centrale et de l'ouest (Bowen-Jones *et al.*, 2003). Cette pratique, qui est illégale, est rarement présentée dans les données économiques des pays concernés (Bowen-Jones *et al.*, 2003), mais fait partie des plus gros secteurs commerciaux dans certaines régions (Anstey, 1991).

1.4.3 Importance culturelle et sociale

Dans plusieurs pays, les primates ont une valeur culturelle ou sociale pour les populations indigènes (Cormier, 2002). Souvent, ces animaux font partie de la mythologie des communautés, et ils représentent des symboles comme la force (Fargey, 1992; Knight, 1999; Bruner et Cucina 2005). Les primates tels que

les grands singes, et plusieurs autres espèces sauvages sont fréquemment associés à certaines cultures; ils sont utilisés dans des rituels religieux ou magiques et en médecine traditionnelle (Alves *et al.*, 2010). En raison de ces croyances et de l'utilisation faite des primates, certaines populations locales vont protéger les singes en interdisant leur chasse et leur consommation (Kortlandt, 1986; Hocking, 2007; Lingomo et Kimura, 2009), comme vue plus haut.

Au Nigeria et Cameroun, certaines populations locales utilisent des parties du corps des gorilles pour fabriquer des amulettes qui, selon leurs croyances, vont leur permettent d'obtenir la victoire lors de compétitions (Adeola, 1992; Soewu, 2008). Les gorilles sont aussi considérés sacrés dans certaines régions au Cameroun, tout comme les bonobos dans certaines populations de la RDC (Tashiro *et al.*, 2007). Pour les chimpanzés, ils ont une valeur culturelle et sociale dans 10 pays africains (Alves *et al.*, 2010). Parmi les croyances des indigènes sur cette espèce, plusieurs sont en lien avec les nourrissons. Par exemple, dans certains pays, des parents vont attacher une partie d'os séchés de chimpanzés à la taille ou au poignet de leur nouveau-né pour leur permettre de développer leur force jusqu'à l'âge adulte (Adeola, 1992; Humle, 2003; Soewu, 2008).

En médecine traditionnelle au Nigeria, des parties de gorilles sont préparées en concoction pour soigner des maux et permettent de donner de la force aux femmes enceintes (Adeola, 1992; Soewu, 2008). Pour les problèmes d'érection et l'épilepsie, on fait des préparations à base de chimpanzé dans certains pays de l'Afrique de l'Ouest (Humle, 2003; Soewu, 2008). Dans les remèdes traditionnels de la RDC, les os des bonobos sont utilisés de plusieurs façons pour guérir ou prévenir les fractures et les entorses, alors que pour éviter des blessures chez les nouveau-nés, des cendres d'os de bonobos sont données au nourrisson (Lingomo et Kimura, 2009).

1.4.4 Importance scientifique

Les primates et plus spécifiquement les grands singes ont une importante valeur scientifique dans les domaines biomédical, pharmacologique, microbiologique et plusieurs autres (Bennett *et al.*, 1998; Medical Research Council, 2006). Les primates sont les meilleurs modèles pour étudier la santé humaine, notamment les maladies infectieuses, les maladies mentales et les pathologies physiques (Bennett *et al.*, 1998; Chapais et Pérusse, 1988; Herodin *et al.*, 2005; Nelson et Winslow, 2009). Ils sont utilisés pour l'étude de la biologie de la reproduction et servent également de modèle pour évaluer le niveau de

sécurité des médicaments en pharmacologie (Medical Research Council, 2006; Capitanio et Emborg, 2008).

En général, les grands primates sont sélectionnés comme modèles animaux, car ils présentent de fortes similitudes avec les humains au niveau physique et génétique (Smith, 2012; Chen et Li, 2001; Prüfer *et al.*, 2012). Ils peuvent donc être utilisés dans un plus grand nombre de domaines liés à la santé humaine comparativement aux autres modèles animaux tels que les rongeurs (VandeBerg et Williams-Blangero, 1997). La forte similitude entre les chimpanzés et l'homme fait en sorte qu'il est un des seuls modèles qui peut être utilisés pour l'étude de certaines maladies humaines telles que le VIH (Nath *et al.*, 2000), la malaria (Daubersies *et al.*, 2000) ou les hépatites B et C (Rehermann et Nascimbeni, 2005).

Chapitre 2

Stratégie de conservation des primates en Afrique subsaharienne

Le chapitre deux expose dans un premier temps le cadre législatif qui régit la protection des espèces sauvages dans les pays africains et la stratégie principale de conservation des grands primates mise en place par les gouvernements, soit la création d'aires protégées. Dans un second temps, l'efficacité de ces aires protégées dans la protection des grands singes est présentée. Les facteurs qui affectent le succès de conservation de ces aires protégées sont aussi décrits.

2.1. Cadre législatif

Les lois et règlements sur la protection des espèces sauvages sont similaires dans tous les pays qui composent l'aire de répartition des grands singes (De Klemm et Lausche, 1987). Chaque état possède une loi ou un décret portant sur la ' qui continent des règlements sur les prélèvements des espèces, la chasse, le commerce national, le transport et le commerce international (De Klemm et Lausche, 1987). Dans la plupart des cas, les pays ont dressé une liste d'espèces rares et menacées qui nécessite une protection supplémentaire (De Klemm et Lausche, 1987). Aucun prélèvement ou chasse n'est permis pour ces espèces et le commerce au niveau national et international est également interdit (De Klemm et Lausche, 1987). Les quatre grands singes classifiés en danger d'extinction et en danger critique d'extinction dans leur aire de répartition (Fruth *et al.*, 2016; Humle *et al.*, 2016; Maisels *et al.*, 2018; Plumptre *et al.*, 2019) font partie des espèces avec un niveau de protection supplémentaire. Les autres espèces sauvages non identifiées dans cette liste pourront être chassées, vendues et achetées sous certaines conditions (De Klemm et Lausche, 1987).

La chasse traditionnelle des espèces sauvages avec des armes de fabrication locale est permise dans plusieurs pays tels que le Congo, le Gabon et le Cameroun (De Klemm et Lausche, 1987). Cependant, plusieurs états demandent que les chasseurs soient munis de permis de chasse permettant le prélèvement des espèces, comme c'est le cas en Angola. Les permis autorisent seulement la chasse des espèces sans protection totale (De Klemm et Lausche, 1987). Les scientifiques et les chercheurs, quant à eux, sont en droit d'obtenir des licences pour la capture de spécimens vivants. La chasse sportive est également pratiquée avec un permis spécifique à ce type de chasse dans certains pays tel que le Congo. Les prélèvements peuvent être non réglementés lorsque l'espèce est considérée nuisible (De Klemm et

Lausche, 1987). Concernant le commerce national et international, il est autorisé dans la majorité des pays pour ceux détenant des permis et des autorisations pour les espèces non protégées ou ayant une protection partielle (De Klemm et Lausche, 1987). Les trophées et les parties d'espèces vendus ont besoin d'un certificat d'authentification pour sortir des pays (De Klemm et Lausche, 1987).

2.1.1 Conventions internationales

En plus des lois nationales mises en place par les différents pays, les gouvernements africains ont adhéré à plusieurs conventions internationales et régionales portant sur la conservation de la biodiversité, entre autres des grands primates africains. On y retrouve la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) et la Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles (CAC) (Wolfheim, 1983; Wrangham *et al.*, 2008; Varty *et al.*, 2009). La CITES existe depuis 1973. Elle est responsable de la réglementation du commerce d'animaux à l'international (CITES, 2020b). Tous les pays abritant des grands primates ont adhéré à la CITES. De ce fait, ils ont l'obligation de suivre la réglementation de la Convention et de fournir des renseignements sur la vente et le commerce de toutes les espèces identifiées dans la Convention (CITES, 2020c). Les quatre espèces de grands primates font partie de l'annexe 1 (CITES, 2020a) et leur commerce est interdit dans tous les pays signataire de la CITES, à l'exception de certains cas particuliers :

- lorsque le commerce est accepté par une autorité scientifique,
- lorsqu'il y a présence d'un permis d'importation pour le spécimen,
- lorsque le grand primate n'a pas été obtenu de façon illégale et qu'il y a une preuve que l'individu ne sera pas blessé ou contaminé lors du transport (CITES, 2020b).

Quant à la vente, celle-ci est permise seulement si la survie de l'espèce n'est pas menacée, comme c'est le cas lors de ventes de spécimens entre zoos (CITES, 2020b).

La CAC, créée en 1969, a été signée par tous les pays où des grands primates sont localisés, à l'exception du Cameroun (Kamto, 1991). Cette convention s'engage à proposer des mesures pour la conservation, l'utilisation et le développement des ressources naturelles (Kamto, 1991). La CAC s'occupe également de réglementer le trafic des espèces sauvages (Kamto, 1991). Dans la convention, les espèces sont classées en deux catégories de conservation, chacune avec ses propres règles de protection. La classe A, dans laquelle se retrouvent les grands primates, offre une protection intégrale, ce qui signifie que la chasse, la collecte et la capture de ces espèces ne sont pas autorisées, à l'exception de certains cas qui nécessitent des permis spéciaux (Union africaine, 1969). Cette réglementation régule la chasse et la collecte d'espèces

et de ce fait diminue les menaces sur les grands singes dans leurs habitats naturels et dans les zones protégées (Kamto, 1991).

2.2. Stratégie de conservation actuelle

En Afrique, malgré la législation en place, la nécessité de protéger les écosystèmes pour préserver les espèces sauvages a commencé à se faire sentir il y a quelques années, soit avec l'urbanisation et la croissance rapide de la population (Mengue-Medou, 2002; Chardonnet, 2019). Les grands singes sont des espèces difficiles à protéger en raison de leur valeur commerciale (Bowen-Jones *et al.*, 2003; Stiles *et al.*, 2016; Hicks *et al.* 2010), de leur besoin en superficie (Bowers et Matter, 1997) et des conflits engendrés avec les populations locales (Hockings, 2009; Hockings et Humle, 2009; Seiler et Robbins, 2016). Il devenait donc de plus en plus urgent de protéger les habitats de ces primates pour prévenir leur dégradation par les activités anthropiques (Hockings, 2009; Hockings et Humle, 2009; Chardonnet, 2019). Les pays africains, aidés par des organismes internationaux, ont mis en place une stratégie visant à encourager la conservation des grands singes, à diminuer et à réguler les menaces sur ces espèces et à favoriser la coopération pour faire une conservation à grande échelle avec tous les pays de l'aire de répartition des grands primates (Wrangham *et al.*, 2008; Varty *et al.*, 2009). La principale stratégie élaborée a été la création d'aires protégées (APs) afin de conserver les habitats naturels des grands primates et assurer leur survie dans l'environnement (UICN, 1999; Mengue-Medou, 2002).

2.2.1 Les aires protégées

La création d'aires protégées offre un statut de protection permanent aux écosystèmes (UICN, 1999; Mengue-Medou, 2002) utilisés par les grands primates, ce qui permet d'assurer les ressources nécessaires pour ces espèces (Struhsaker, 1998; Myers *et al.*, 2000; Bruner *et al.*, 2001). Les aires protégées remplissent plusieurs rôles autres que la conservation des habitats et des espèces sauvages; elles offrent un lieu pour la recherche et l'éducation (Mengue-Medou, 2002), offrent des services écosystémiques tels que de la nourriture et l'eau (Mengue-Medou, 2002; Hockings, 2003) et elles permettent la séquestration du carbone (Ervin, 2003a). L'Afrique subsaharienne compte actuellement 7 869 aires protégées (Protected planet, 2020) qui correspondent à plus de 2,4 millions de km² (Mengue-Medou, 2002). Dans l'ensemble des pays compris dans l'aire de répartition des grands singes africains, on compte un total de 3 835 aires protégées (Protected planet, 2020). Ces aires protégées couvrent 15.5% de l'aire de répartition totale des quatre grands singes, alors que les 84.5% restants ne sont pas protégés et peuvent subir des dégradations

(Doran et McNeillage, 1998; Kormos, 2004; Reed *et al.*, 2005; Nellemann *et al.*, 2010; Morgan *et al.*, 2011; Plumptre *et al.*, 2011; UICN, 2012; Funwi-Gabga *et al.*, 2014 ; figure 2.1).

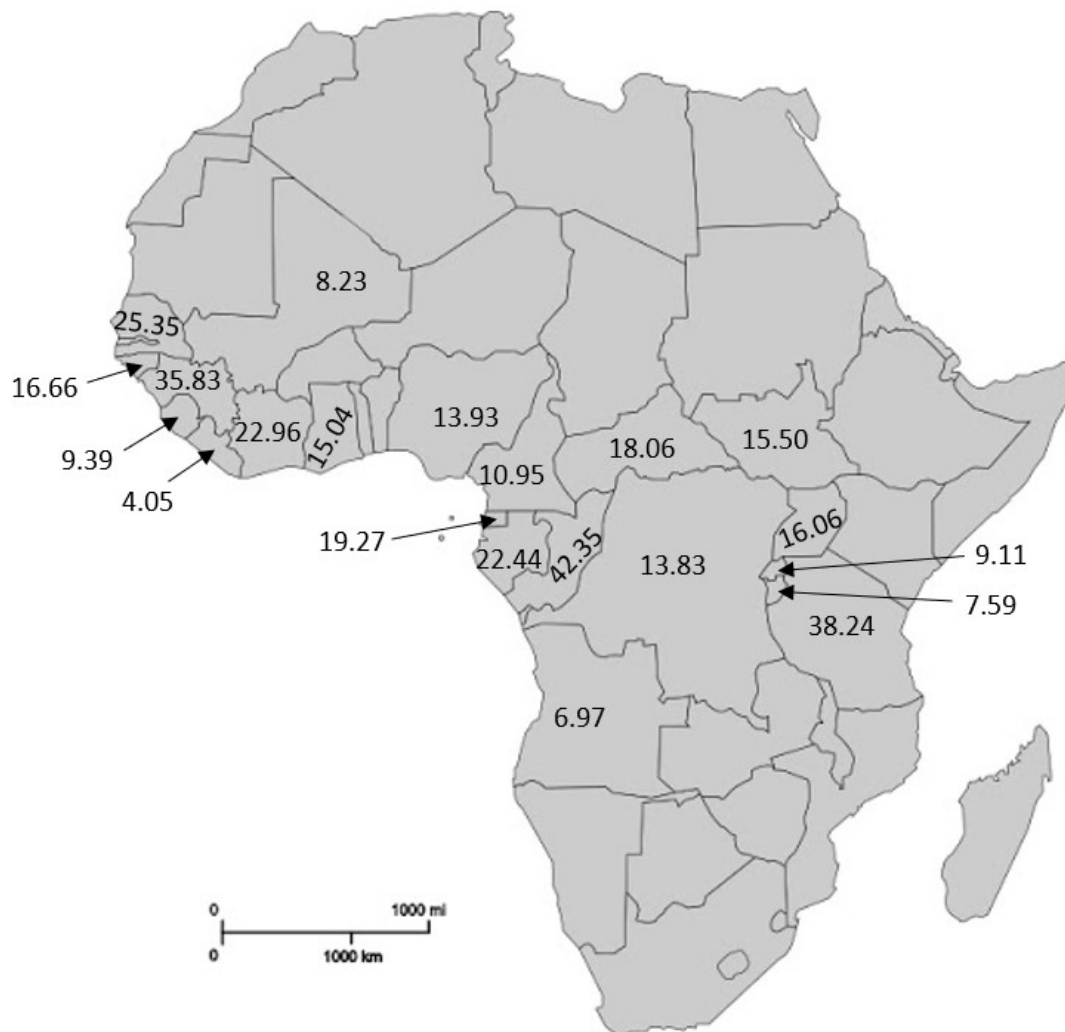


Figure 2.1 Pourcentage (%) de surface totale protégée dans les pays d'Afrique subsaharienne de l'aire de répartition des grands singes africains : le chimpanzé (*Pan troglodytes*), le bonobo (*Pan paniscus*), le gorille oriental (*Gorilla beringei*) et le gorille occidental (*Gorilla gorilla*).

Source : modifié d'Atlas monde (2016) et Protected planet (2020)

Le pourcentage de superficie couvert par les aires protégées dans les aires de répartition des quatre grands singes varie entre les espèces et les sous-espèces en raison de la distribution non uniforme des aires protégées dans et entre les pays africains. Le gorille de montagne est l'espèce pour laquelle l'aire de répartition est la mieux couverte par les aires protégées, à plus de 90% (Schaller, 1963; Doran et McNeillage, 1998; Nellemann *et al.*, 2010). En ce qui concerne les autres gorilles, la sous-espèce de Cross

River et le gorille oriental des plaines ont chacun 26 % de leur aire de répartition qui est couverte par des aires protégées (Oates *et al.*, 2007; Funwi-Gabga *et al.*, 2014). Quant au gorille occidental des plaines, 24% de son aire de répartition est classifiée en aire protégée tout comme le chimpanzé d'Afrique centrale (Reed *et al.*, 2005). Parmi les quatre sous-espèces de chimpanzés, le chimpanzé d'Afrique centrale possède l'aire de répartition ayant le pourcentage d'aire protégée le plus élevée, suivi par le chimpanzé du Nigeria-Cameroun avec 13% (Morgan *et al.*, 2011) et le chimpanzé d'Afrique orientale avec 11% (Plumptre *et al.*, 2011). Le bonobo et le chimpanzé d'Afrique occidentale ont moins de 10% de leur aire de répartition couverte par des aires protégées avec respectivement 7.2% pour le bonobo (UICN, 2012) et 6.6% pour le chimpanzé occidental (Kormos, 2004).

Le manque d'application des lois et la chasse pour la viande de brousse qui est encore bien présente dans certaines aires protégées en Afrique subsaharienne (Schoene et Brend, 2002; Varty *et al.*, 2009) ont donné lieu à la création de sanctuaires et de centres de réhabilitation, un peu partout dans les pays de l'aire de répartition des grands singes, pour abriter des primates qui ont été confisqués à des zoos, des chasseurs ou des commerçants, ou ont été trouvés blessés (Schoene et Brend, 2002; Varty *et al.*, 2009). Certains sanctuaires ont pour but de réhabiliter les grands primates afin de les réintroduire dans l'environnement (Schoene et Brend, 2002). Les individus qui sont blessés ou qui sont trop habitués à l'homme ne pourront pas être renvoyés dans la nature et devront rester dans les sanctuaires. Plusieurs de ces centres sont utilisés pour la recherche scientifique ou pour faire de l'éducation sur ces espèces. En Afrique, il existe une Alliance panafricaine des sanctuaires de primates (PASA) qui est composée de 22 sanctuaires et centres de réhabilitation dans 12 pays (Stiles *et al.*, 2016). Ces sanctuaires ont accueilli plus de 57 chimpanzés chaque année entre 2000 et 2006 (Stiles *et al.*, 2016).

2.2.2 Stratégies complémentaires

En complément aux aires protégées, des organismes à but non lucratif (ONG) ont créé plusieurs partenariats avec des gouvernements africains pour bien encadrer les efforts de conservation des grands primates (Wrangham *et al.*, 2008; Varty *et al.*, 2009; Chairman *et al.*, 2013). De plus, plusieurs pays compris dans les aires de répartition des grands singes ont développé des plans d'action régionaux afin d'organiser des stratégies de conservation à plus petite échelle et de réduire les menaces anthropiques dans ces régions (Oates *et al.*, 2007; Morgan *et al.*, 2011; UICN, 2012; Maldonado *et al.*, 2012).

Partenariats

Le partenariat pour la survie des grands singes (GRASP), qui existe depuis 2001, fait partie des partenariats que des ONG tels que Wildlife Conservation Society (WWF) et African Wildlife Foundation (AWF) ont créés avec les gouvernements africains dans le but d'améliorer l'efficacité des stratégies de conservation des grands singes, en offrant un cadre qui permet une communication entre les différents pays et un partage des ressources (GRASP, 2012a). En 2003, tous les gouvernements des états compris dans les aires de répartition géographique des grands primates ont adhéré au GRASP (GRASP, 2019). Ce programme a permis de mettre en place des plans nationaux pour la protection des primates avec des recommandations sur les améliorations à effectuer dans différents pays (GRASP, 2012b).

Plan d'action régional

En 2011, les gouvernements du Nigeria et du Cameroun, accompagnés par l'UICN, ont développé un plan d'action pour la conservation de la sous-espèce de chimpanzé du Nigeria-Cameroun (Morgan *et al.*, 2011). Dans ce plan d'action, l'aire de répartition du chimpanzé a été divisée en huit unités géographiques de planification de la conservation (UPCC) (Morgan *et al.*, 2011). Pour chaque unité, les sites de conservation tels que les parcs nationaux ont été identifiés et comparés pour sélectionner les zones prioritaires de conservation, sur la base des menaces qui pèsent sur l'espèce, la variété d'habitats présents et potentiellement habitables par les primates et la densité relative de chimpanzés dans les zones (Morgan *et al.*, 2011). Le plan décrit également les approches développées pour la protection de ce grand singe (Morgan *et al.*, 2011).

Dans l'aire de répartition du gorille de Cross River, un plan d'action régional a aussi été développé pour identifier les actions prioritaires à mettre en œuvre afin d'assurer sa survie dans son habitat (Oates *et al.*, 2007). Rédigé en 2007, le plan d'action énumère les sites prioritaires pour la conservation, présente les menaces, la législation sur ce gorille et fait une description de la répartition de ses populations (Oates *et al.*, 2007). Des plans d'action comparables ont été élaborés en 2012 par l'UICN pour la conservation des bonobos (UICN, 2012), du gorille oriental des plaines et du chimpanzé de l'Est en RDC (Maldonado *et al.*, 2012).

2.3. Efficacité des aires protégées pour la conservation des primates

La création d'aires protégées pour la conservation des écosystèmes et des espèces sauvages est une solution qui a depuis longtemps démontré son efficacité (Sournia, 1990; Struhsaker, 1998; Myers *et al.*,

2000; Bruner *et al.*, 2001). L'étude de Chardonnet (2019) suggère que le succès des aires protégées est en général faible en Afrique. Le problème de ces aires protégées est en premier lieu lié aux aspects politique, économique et social de ce continent. L'instabilité politique et les guerres civiles qui font rage dans les pays africains sont responsables de la destruction de l'habitat dans plusieurs aires protégées (Vedder *et al.*, 2001; Draulans et Van Krunkelsven, 2002; Laurance *et al.*, 2006b). La surpopulation, la pauvreté et le manque de ressources poussent les populations à s'approvisionner dans les réserves, menaçant également ces zones protégées (Estrada, 2013; Chardonnet, 2019). Le manque de ressources financières pour couvrir les dépenses requises pour la conservation des aires protégées est un des principaux facteurs qui nuit à l'efficacité de la conservation de ces zones (James, 1999). Cependant, les aires protégées en tant que telles sont aussi responsables du succès de conservation en Afrique. La taille, l'emplacement et la forme des aires protégées ne fournissent pas toujours les meilleures conditions pour la conservation des espèces (Mengue-Mendou, 2002; Struhsaker *et al.*, 2005; Chardonnet, 2019). Malgré tout, les écosystèmes présents à l'intérieur des limites des APs restent plus conservés que ceux à l'extérieur des limites; de ce fait, la présence de ces zones est donc importante (Tranquilli *et al.*, 2012; Chardonnet, 2019).

Le manque de succès de conservation dans certaines APs en Afrique a engendré des modifications dans leur délimitation (Harcourt et Fossey, 1981; Bruner *et al.*, 2001; Ervin, 2003b; McDonald *et al.*, 2008) et dans l'abondance des animaux (Wilkie *et al.*, 2011). Actuellement, il y a des APs qui n'existent plus physiquement sur le territoire en raison de différents facteurs tels qu'une absence de ressource pour faire la gestion ou protection, des conflits civils et un empiètement par les populations locales (Bruner *et al.*, 2001; Wilkie *et al.*, 2011; Ervin, 2003b; Chardonnet, 2019). Ces zones, nommées parc de papier, possèdent toutefois encore la classification légale d'aire protégée (Bruner *et al.*, 2001; Wilkie *et al.*, 2011; Ervin, 2003b; Chardonnet, 2019). Il y a également des APs dont la superficie conservée de facto a diminué suite à la colonisation des zones périphériques par les populations locales (Harcourt et Fossey, 1981; McDonald *et al.*, 2008; Chardonnet, 2019). Dans certains cas, avec une diminution de superficie, la taille des aires protégées n'est plus suffisante pour soutenir à long terme les populations animales (Mengue-Mendou, 2002).

Plusieurs aires protégées encore physiquement présentes n'ont pas pu conserver la totalité de la faune sauvage qui leur avait permis d'obtenir la classification de cette zone (Wilkie *et al.*, 2011). Ainsi, seulement une partie de ces espèces sont encore présentes ou, dans certains cas, elles ont complètement disparu de l'aire protégée (Wilkie *et al.*, 2011). Ces zones nommées forêts vides sont la conséquence d'une gestion

incapable de limiter la pratique d'activités d'exploitation telles que la chasse non durable, provoquant l'extinction locale des espèces (Wilkie *et al.*, 2011). Comme mentionné dans la section 1.4.1 "Importance écologique", la diminution d'espèces de grande taille comme les grands singes peut jouer directement sur la dispersion des graines et à long terme sur la structure fonctionnelle de l'habitat (Chapman et Onderdonk, 1998 ; Nathan et Muller-Landau, 2000).

2.3.1 Facteurs qui affectent l'efficacité des stratégies

Le succès des aires protégées dépend de six principaux facteurs parmi lesquels on retrouve la participation et le soutien des communautés locales en périphérie des APs (Hackel, 1999; Synge et Howe, 1999; Struhsaker *et al.*, 2005; Brown, 2003; Pretty et Smith, 2004, Reed, 2008), le contexte politique et juridique du pays (Laurance *et al.*, 2006b), la densité humaine et les pressions anthropiques autour des APs (Estrada, 2013; Chardonnet, 2019), la superficie et la forme des APs (Mengue-Medou, 2002; Struhsaker *et al.*, 2005; Chardonnet, 2019), l'isolement et la connexion entre les APs (Wegmann *et al.*, 2014) et l'assistance financière et technique que reçoivent les APs (James, 1999). Selon l'étude de Struhsaker *et al.* (2005), l'implication des populations locales est la variable qui affecte le plus l'efficacité des zones protégées en Afrique tropicale, suivie par le contexte politique et juridique du pays, alors que les quatre autres variables auraient un effet moindre.

Participation et soutien des communautés locales

Les populations locales sont souvent hostiles à la conservation, car elles sont très dépendantes des ressources naturelles pour subvenir à leurs besoins et considèrent que les méthodes de conservation priorisent les besoins des espèces animales par rapport à ceux des humains (Hackel, 1990). Depuis des générations, les communautés sont réticentes aux aires protégées de peur de perdre leur droit d'accès à la terre et aux ressources (Harcourt, 1995). En Afrique, cette situation est encore plus vraie avec les faibles opportunités économiques et l'instabilité politique qui augmentent la dépendance des populations aux ressources naturelles (Laurance *et al.*, 2006b). De plus, ces zones sont souvent perçues par les populations locales comme des impositions des anciens régimes coloniaux, ce qui augmente leur réticence face à la conservation de ces aires (Pretty et Pimbert, 1995). Depuis quelques années, on reconnaît que les gestionnaires des aires protégées doivent tenir compte des populations locales pour assurer une bonne efficacité et survie à long terme des zones protégées (Hackel, 1999; Synge et Howe, 1999; Barrow et Fabricius, 2002; Brown, 2003; Pretty et Smith, 2004; Struhsaker *et al.*, 2005; Reed, 2008). En 1982, lors du Congrès mondial sur les parcs nationaux à Bali, l'importance de faire la gestion des aires protégées en

coopération avec les communautés locales a clairement été formulée (Mengue-Medou, 2002). Sans cette collaboration, les efforts de conservation sont voués à l'échec (Hackel, 1999). Les aires protégées doivent donc fournir des opportunités et des avantages aux communautés locales pour qu'elles puissent devenir des alliées de la conservation et qu'elles acceptent de se conformer aux nouvelles législations encadrant la mise en place d'une aire protégée (Pretty et Smith, 2004).

Il est fréquent en Afrique subsaharienne d'exclure les communautés locales lors de la mise en place d'aires protégées (Andrade et Rhodes, 2012). À la base, les parcs nationaux ont été créés pour protéger les habitats et les espèces sauvages par l'absence de perturbation et de présence humaine (Pretty et Pimbert, 1995). Lors de la création de ces parcs nationaux, les besoins et les droits des populations locales ont souvent été négligés en faveur de la conservation de la biodiversité (Dowie, 2011). Les aspects économiques, politiques et sociaux ne sont pas pris en compte, ce qui joue au niveau de la viabilité à long terme des aires protégées (Dowie, 2011). Dans certains cas, la création d'APs en Afrique a entraîné l'expropriation complète des populations locales, conduisant à un mécontentement de la part des communautés (Neumann, 1998; Barume, 2000). La confiscation du territoire et de ses ressources a mené à des révoltes des populations, à la réinstallation illégale de villages dans les zones protégées (Barume, 2000), à la pratique du braconnage et du défrichage des forêts (Sournia, 1990; Barume, 2000; Hamilton *et al.*, 2000), compromettant l'efficacité des APs (Lane, 2001). Il est essentiel de faire participer les communautés dans la gestion et les activités des APs afin que les populations locales développent des perceptions et des attitudes positives envers la conservation. Par leur adhésion, les risques de les voir interférer de façon négative dans les APs seront mitigés et les communautés seront plus enclines à soutenir les efforts de conservation pour assurer une protection de la biodiversité, entre autres des grands singes (Pretty et Smith, 2004).

Plusieurs programmes peuvent être développés avec les gouvernements et même des organismes de conservation pour favoriser cette intégration des communautés dans les APs. Ces programmes, en plus de faire participer les populations de façon active dans les aires protégées, offrent des avantages sociaux et économiques en permettant le développement des villages et ainsi l'amélioration des conditions de vie des populations. Cependant, peu d'aires protégées en Afrique subsaharienne ont actuellement réussi à bien intégrer les communautés dans la gestion des APs (Andrade et Rhodes, 2012). De ce fait, encore aujourd'hui, beaucoup de ces zones en Afrique souffrent de la pression des exploitations locales et d'un mécontentement des populations locales (Andrade et Rhodes, 2012).

Contexte politique et juridique

Dans la plupart des pays compris dans l'aire de répartition des grands singes, les stratégies de conservation de ces espèces dans les aires protégées doivent faire face à deux grands obstacles, soit l'instabilité politique et la corruption (Laurance *et al.*, 2006b). L'instabilité politique a entraîné des guerres civiles dans plus de 14 pays en Afrique depuis les 1950, ce qui a engendré des impacts négatifs sur les populations de grands singes (Vedder *et al.*, 2001). En temps de guerre et de conflits, la protection des espèces sauvages ne fait pas partie des priorités politiques (Vedder *et al.*, 2001; Draulans et Van Krunkelsven, 2002). Les zones reculées, qui coïncident avec les aires protégées, ont servi de refuge à des milliers d'Africains qui fuyaient de la guerre (Kanyamibwa, 1998; Draulans et Van Krunkelsven, 2002). Les APs ont donc été occupées par ces réfugiés ou leurs ressources ont été pillées. Par exemple, on a assisté au braconnage des grands mammifères, incluant les grands primates, pour se nourrir (Kanyamibwa, 1998; Draulans et Van Krunkelsven, 2002; Dudley *et al.*, 2002). Au Rwanda, des soldats ont été aperçus avec des bébés gorilles dans le but d'en faire la vente dans la ville de Bumba (Draulans et Van Krunkelsven, 2002). Depuis les années 1990, plus de 15 aires protégées possédant des grands singes en RDC ont été affectées par des conflits armés (Saegusa, 2000).

Le manque d'autorité juridique efficace dans plusieurs pays africains a permis le développement d'activités illégales, entre autres le braconnage de grands primates (Rose, 2002). L'application de la loi est très difficile, peu de pays africains possèdent des policiers et fonctionnaires bien formés, qualifiés et honnêtes pour faire respecter les lois par les populations locales (Mbaku, 2010). Les sanctions, principalement des amendes, ne sont également pas suffisantes pour empêcher les gens de commettre les infractions, car les revenus obtenus par la vente de viande de brousse sont parfois plus élevés que le montant des amendes (Lindsey *et al.*, 2013).

La corruption, fréquente dans les pays africains (Mbaku, 2010), nuit aux stratégies de conservation des grands primates, et plus particulièrement à la gestion des aires protégées (Laurance, 2000; McPherson et MacSearraigh, 2007). Il y a de la corruption liée directement au commerce des grands singes, mais il y a aussi celle liée à l'exploitation de certaines ressources naturelles comme le bois, ou des ressources minières comme le pétrole et les minéraux rares. Cette exploitation minière est principalement pratiquée dans les pays de l'Est tels que la RDC, où il y a présence de coltan, d'or et la cassitérite. Parmi les actes de corruption répertoriés sur le territoire africain on retrouve le paiement de pots-de-vin aux autorités

responsables des douanes dans le but de permettre le commerce d'espèces menacées entre les pays, ce qui va à l'encontre de la CITES (Ibanga, 2017). On y retrouve également le paiement par les industries minières de pots-de-vin pour l'obtention de permis miniers lorsqu'il y a ouverture de mines (Kotsadam *et al.*, 2015). Les gouvernements peuvent également fournir des contrats légaux frauduleux pour l'exploitation forestière dans des zones non permises (Gore *et al.*, 2013). Certains responsables des aires protégées vont aussi employer de façon fictive des gardes-parc afin d'empocher l'argent dédié aux salaires (Cavanaugh, 2012).

Densité humaine et pressions anthropiques

Les APs localisées dans des zones où la densité humaine est élevée sont plus menacées par les activités anthropiques qui nuisent à la conservation de primates et par le fait même, au succès de l'aire protégée (Estrada, 2013 ; Chardonnet, 2019). Depuis 1960, l'Afrique subsaharienne a subi une forte croissance démographique (Banque mondiale, 2019b) qui a fait monter la population à plus de 1 milliard en 2018 (Banque mondiale, 2019d). Le taux de croissance démographique de cette région est de 2,7 % (Banque mondiale, 2019c), plus de deux fois plus élevé que le taux de croissance mondiale de 1,1 % par année (Banque mondiale, 2019b). La densité humaine en Afrique subsaharienne a atteint 51 personnes par km² cette année-là (Banque mondiale, 2019a). Cette croissance a contribué à une augmentation des besoins alimentaires, d'eau, de terre et de services par les populations (Lambin et Meyfroidt, 2011; OECD et FAO, 2016). Pour répondre à cette demande, des activités anthropiques telles que l'agriculture (OECD et FAO, 2016), la chasse et la déforestation ont largement augmenté (FAO, 2018) créant des pressions sur les ressources naturelles (Lambin et Meyfroidt, 2011) et menaçant la conservation des habitats des primates. Le haut taux de pauvreté en Afrique subsaharienne (Banque mondiale, 2019e) accentue également la dépendance de ces populations aux ressources naturelles et accroît ainsi les menaces sur la conservation des écosystèmes (UNDP *et al.*, 2005). L'étude d'Estrada (2013) a montré l'existence d'une relation négative entre la densité humaine et la superficie de couverture forestière dans certains pays où sont répartis les primates. En 2016, il a été évalué que près du 3/4 de la superficie de forêt a été détruite en Afrique subsaharienne à travers les années, laissant seulement 27 % de superficie de couverture forestière dans toute cette région (FAO, 2018).

Superficie et formes des aires protégées

La grandeur et la forme des aires protégées sont également des éléments qui affectent directement l'efficacité des APs (Mengue-Medou, 2002; Struhsaker *et al.*, 2005; Chardonnet, 2019). En Afrique,

plusieurs APs sont trop petites pour permettre de soutenir des populations viables de grands singes (Harcourt et Fossey, 1981; McDonald *et al.*, 2008; Chardonnet, 2019). Les grands primates sont des espèces de grande taille qui nécessitent une large superficie territoriale pour subvenir à leurs besoins (Fa *et al.* 2005; Inskipp, 2009; Lacambra *et al.*, 2009; Plumptre *et al.*, 2011; Fruth *et al.*, 2013; Maisels *et al.*, 2018; Plumptre *et al.*, 2019) et pour soutenir une taille de population viable de primates à long terme (Furuichi *et al.*, 1997 ; Inogwabini *et al.*, 2007). Une population viable minimale est la taille minimale d'une population animale pour que celle-ci puisse survivre à l'état sauvage (Reed *et al.*, 2003). En général, les groupes ont besoin de domaines vitaux qui varient entre 5 à 60 km² dépendamment des espèces (Ferriss, 2009; Lacambra *et al.*, 2009; Plumptre *et al.*, 2019; Sunderland-Groves *et al.*, 2009; Fruth *et al.*, 2013). Pour les chimpanzés, la taille de population minimale considérée comme viable est de 500 individus (Plumptre *et al.*, 2011) et de 842 individus pour les populations de gorilles de montagne (Reed *et al.*, 2003).

Dans les petites aires protégées, la faible superficie d'habitat peut causer des impacts négatifs sur l'écologie des primates (Arroyo-Rodríguez et Mandujano, 2009). Ces effets négatifs peuvent se traduire par des modifications de leur régime alimentaire (Chancellor *et al.*, 2012), de la composition des groupes (Harcourt et Fossey, 1981) et d'une diminution des populations jusqu'à éventuellement atteindre l'extinction (Harcourt et Fossey, 1981). Pour les espèces frugivores comme les chimpanzés, étant données leurs habitudes alimentaires, ils sont affectés par la superficie d'habitat, car ils ont besoin de grandes aires afin d'effectuer les mouvements que requiert la recherche d'arbres fruitiers qui varie en fonction des saisons (Yamakoshi, 1998; Barakabuye *et al.*, 2007; Chancellor *et al.*, 2012).

Les grandes aires protégées devraient donc être favorisées par rapport aux petites aires protégées dans la conservation des grands mammifères (Struhsaker *et al.*, 2005). La superficie d'une aire donnée est corrélée avec le nombre d'espèces présent dans cette aire (MacArthur et Wilson, 2001). Deux facteurs peuvent potentiellement expliquer cette corrélation; pour une plus grande superficie, le nombre d'individus est plus élevé et la richesse spécifique aussi, de manière passive, et il y aura une plus grande diversité d'habitat et donc le nombre d'espèces sera plus élevé (MacArthur et Wilson, 2001). Les grandes aires protégées peuvent donc soutenir une plus grande diversité d'espèces et d'habitats (Diamond, 1975). La taille des populations animales dans les habitats peut également avoir un impact sur la probabilité d'extinction de ces populations (Belovsky *et al.*, 1999). Cette probabilité d'extinction est plus élevée dans les petites populations où une modification aléatoire du taux de naissance et du taux de survie peut entraîner la disparition de la population (Belovsky *et al.*, 1999).

Dans les grandes aires protégées, l'effet de bordure est diminué (Hickey *et al.*, 2013). La fragmentation de l'habitat par l'exploitation des ressources naturelles et les changements d'utilisation des terres par les humains autour des limites des aires protégées expose les espèces à l'effet de bordure qui entraîne des impacts sur la faune et la flore (Murcia, 1995). L'effet de bordure est un phénomène qui correspond aux effets négatifs qui se produisent lors d'interactions entre deux habitats adjacents où il y a une forte transition (par exemple, un habitat forestier voisin d'un habitat ouvert) (Murcia, 1995). Les interactions entre les deux habitats au niveau de la bordure peuvent produire une modification des processus écologiques de l'écosystème, une modification de la composition ou de l'abondance des espèces et une modification des interactions entre les espèces (Murcia, 1995). Les bordures augmentent la possibilité d'entrée des pathogènes et des prédateurs dans les habitats, ce qui peut affecter la survie des espèces animales (Murcia, 1995). Les grandes aires protégées ont pour une superficie donnée un rapport surface centrale et périphérique plus élevé (Laurance et Yensen, 1991) et donc une moins grande proportion d'habitats est affectée par l'effet de bordure dans ces grandes aires protégées (Hickey *et al.*, 2013). Les grandes APs sont également moins vulnérables aux perturbations naturelles (Cumming *et al.*, 2015). Les catastrophes naturelles comme les feux ou les épidémies vont moins affecter ces aires protégées en raison de la grande hétérogénéité de l'habitat et de la grande diversité d'espèces (Cumming *et al.*, 2015).

Finalement, le coût relatif d'aménagement est inversement relié à la taille de l'aire protégée, et une grande aire protégée coûtera moins cher par unité de surface que plusieurs petites aires protégées (Struhsaker *et al.*, 2005). Dans une grande aire protégée, le nombre d'infrastructures à construire pour faire fonctionner le parc est moins grand que dans plusieurs petites aires protégées qui chacune vont nécessiter les infrastructures de base (Struhsaker *et al.*, 2005), permettant aussi des économies d'échelle.

La forme des aires protégées affecte aussi l'efficacité de conservation des populations animales (Mengue-Medou, 2002; Struhsaker *et al.*, 2005; Chardonnet, 2019). Pour la conservation des grands mammifères, il est plus favorable d'aménager des aires protégées de formes simples (Struhsaker *et al.*, 2005). Les aires protégées de formes complexes ont un périmètre plus long que les aires protégées de forme simple (Hickey *et al.*, 2013) ce qui augmente l'effet de bordure expliqué plus haut (Laurance et Yensen, 1991) et augmente aussi la difficulté des patrouilles par les gardes-parc. De plus, il est fréquent que les aires protégées aient des déficits en employés ce qui complique davantage les patrouilles (Baghai *et al.*, 2018). Les espèces spécialisées voient aussi la structure de leur population fortement affectée par l'effet de

bordure (Laurance et Yensen, 1991). Ainsi dans le cas de ces espèces, la taille des populations aura tendance à être plus faible dans les parcelles de formes complexes (Laurance et Yensen, 1991). La dynamique des populations peut aussi être influencée par la forme des aires protégées, dans le sens opposé (Ewers, et Didham, 2007). Le taux de colonisation (Cumming, 2002) et d'émigration est possiblement plus faible dans les aires protégées de formes simples, car avec la quantité de bordures qui est moins longue, la probabilité qu'une espèce qui se déplace pénètre dans l'aire protégée est plus faible (Ewers et Didham, 2006). Les aires protégées de forme complexe auront alors des déplacements d'individu (colonisation et émigration) plus nombreux, ce qui peut augmenter la persistance des métapopulations dans ces zones protégées (Cumming, 2002).

L'isolement et la connexion entre les aires protégées

Le maintien des populations animales dans les habitats dépend de la possibilité d'échanges d'individu d'une population à une autre et donc de l'isolement fonctionnel des habitats selon la théorie des métapopulations (Hanski, 1998). Lorsque les populations d'une espèce sont complètement isolées et que les échanges ne sont pas possibles, celles-ci ont un risque plus élevé d'extinction (Hanski, 1998). En Afrique, les aires protégées sont de plus en plus isolées les unes des autres (Newmark, 2008 ; Hartter et Southworth, 2009), en raison de l'augmentation de l'utilisation des terres par les humains pour l'agriculture, ce qui entraîne une fragmentation spatiale des habitats des espèces sauvages (Goudie, 2019). Cet isolement des aires protégées peut générer une diminution de la taille des populations animales et une augmentation de la consanguinité ce qui pourrait mener à des risques d'extinction des espèces sauvages et affecter le succès de conservation de ces APs (Wegmann *et al.*, 2014).

La survie des grands primates dans les aires protégées dépend donc de leur connectivité; les APs connectées entre elles ou à proximité les unes des autres vont permettre les déplacements d'individus et par le fait même, le maintien de ces populations (Newmark, 2008; Varty *et al.*, 2009). En Ouganda, une évaluation de la survie des populations a permis de démontrer que le chimpanzé d'Afrique orientale avait 55 % plus de chance de survivre aux risques d'extinction s'il habite dans des zones qui sont reliées entre elles par des corridors et des parcelles de forêt qui permettent le déplacement des individus (Newmark, 2008).

Assistance financière et technique

Lorsque les budgets alloués aux APs ne sont pas suffisants, comme c'est le cas dans plusieurs pays en Afrique subsaharienne, la gestion, les infrastructures physiques, les employés et, en bout de compte, le succès de conservation des espèces, sont affectés (James, 1999). Les coûts de gestion et de conservation des aires protégées varient entre pays en fonction de facteurs tels que la diversité des espèces, la taille de l'AP, la pression démographique et le niveau de développement du pays (James, 1999 ; Lindsey *et al.*, 2016). Les pays localisés dans l'aire de répartition des grands singes englobent des régions qui ont une grande importance écologique au niveau mondial et qui renferment une diversité d'espèces très élevée (Linder, 2001 ; Küper *et al.*, 2004). Cependant, ces régions ont également un fort taux de croissance démographique (Estrada, 2013; Banque mondiale, 2019b; Chardonnet, 2019) et un haut niveau de pauvreté (UNDP *et al.*, 2005; Banque mondiale, 2019e). Les ressources financières requises pour la conservation de ces aires protégées sont donc immenses (James *et al.*, 1999; Lindsey *et al.*, 2016). En Afrique subsaharienne, le coût de la conservation a été estimé à 240 \$ US annuellement par km² d'aire protégée, pour un total de 724 millions de dollars US par année pour les 3 015 502 km² d'aires protégées de la région (James *et al.*, 2001). Pour 1996, ces auteurs suggèrent que le déficit financier des aires protégées d'Afrique subsaharienne était de 152 \$ US par km², soit un déficit total de 458 millions de dollars US (James *et al.*, 2001). Avec les bilans économiques actuels en Afrique subsaharienne, il est difficile pour les pays de fournir des montants suffisants pour soutenir les zones protégées, et de ce fait, ils sont très dépendants des organismes internationaux pour leur financement (James *et al.*, 2001; Lindsey *et al.*, 2016; Baghai *et al.*, 2018). Les montants versés aux pays africains par les organismes internationaux sont essentiels pour assurer une conservation optimale des APs (Lindsey *et al.*, 2016; Baghai *et al.*, 2018). Souvent, la conservation n'est pas considérée comme un investissement viable et malgré le soutien des différents partenaires le financement est insuffisant pour offrir une protection efficace (Leader-Williams et Albon, 1988; Blom, 2004).

Certains organismes offrent également, en plus d'un support financier, une assistance technique lorsque le personnel n'est pas bien formé pour exercer le travail ou lorsqu'il y a un déficit d'effectif (Baghai *et al.*, 2018). Les organismes partenaires peuvent envoyer des employés qualifiés qui vont former les travailleurs dans les APs aux différents postes tels que garde-parc ou guide (Baghai *et al.*, 2018). Cette assistance technique permet de développer les capacités des employés travaillant dans les APs, ce qui aide à améliorer la gestion des parcs nationaux (Baghai *et al.*, 2018).

Chapitre 3

Intégration et exclusion des communautés locales dans les stratégies de conservation des primates

Ce chapitre présente comment la participation et le soutien des populations locales affectent l'efficacité des aires protégées en Afrique subsaharienne. Pour ce faire, le chapitre expose quatre études de cas sur des parcs nationaux en Afrique subsaharienne qui comprennent des populations de grands singes. Parmi ces études de cas, deux d'entre elles, le parc national de Bwindi et le parc national de Lobéké, ont été choisies parce que les parcs ont choisi d'inclure les communautés locales adjacentes dans leurs programmes et stratégies de gestion et de planification. À l'inverse, le parc national de Cross River et le parc national de Korup sont des exemples d'aires protégées où les communautés ont été exclues des prises de décision et de la gestion des aires protégées. Pour chacune des études de cas, une présentation du parc national et de sa méthode de gestion sont décrites, suivie des impacts environnementaux, économiques, sociaux et culturels engendrés par l'inclusion ou l'exclusion des communautés locales dans sa stratégie de conservation.

3.1. Étude de cas du parc national impénétrable de Bwindi en Ouganda

3.1.1 Présentation de l'aire protégée

La forêt de Bwindi a été désignée parc national en 1991 après avoir été nommée sanctuaire pour les animaux en 1964 et réserve forestière en 1932 (Nowak, 1995; Hamilton *et al.*, 2000; Tumusiime et Sjaastad, 2014). Ce parc national a une superficie de 330 km² et est localisé au sud-ouest de l'Ouganda (Butynski, 1984; Plumptre *et al.*, 2004; figure 3.1). Cette aire protégée est située dans la chaîne de montagnes du Rift Albertin à proximité de la frontière avec la RDC (Butynski, 1984; Plumptre *et al.*, 2004).

La forêt de Bwindi, écosystème riche en biodiversité, est importante pour la conservation des espèces en Ouganda (Howard, 1991). Sa végétation dense et mixte comprend de la forêt de montagne qui se situe en altitude et de la forêt humide à plus basse altitude (Howard, 1991). Ce parc abrite sept espèces de primates diurnes (Howard, 1991) qui comprennent des chimpanzés et des gorilles de montagne (Hamilton *et al.*, 2000; Plumptre *et al.*, 2004; McNeillage *et al.*, 2006). La population de gorille de montagne de ce parc national fait partie des deux dernières populations de cette sous-espèce (Hamilton *et al.*, 2000; McNeillage

et al., 2006). En 2009, la population de gorille de Bwindi était estimée à 336 individus (Guschanski *et al.*, 2009).

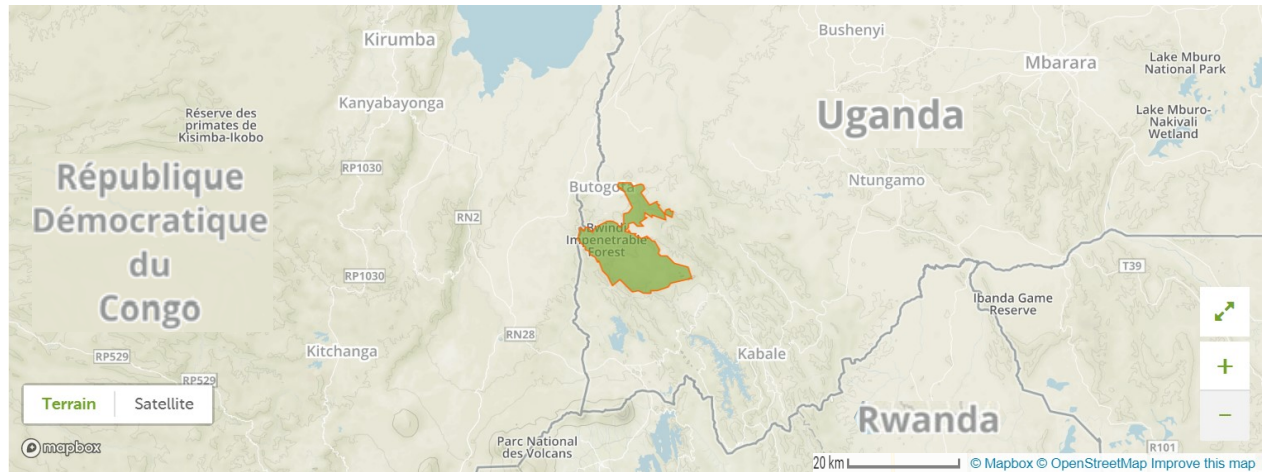


Figure 3.1 Localisation et délimitation du parc national impénétrable de Bwindi en Ouganda

Source : Protected Planet (2014-2020a)

Il n'y a pas d'habitation à l'intérieur même de l'aire protégée, cependant, le parc national de Bwindi est entouré de 21 paroisses très peuplées (Plumptre *et al.*, 2004). Elles comprennent plusieurs villages et la population y est d'environ 120 000 personnes (Blomley *et al.*, 2010). Ces communautés locales sont principalement de l'ethnie Bakiga (Plumptre *et al.*, 2004). Les gens de ces villages sont pauvres et dépendent de plusieurs ressources de l'aire protégée de Bwindi (Plumptre *et al.*, 2004). Avant 1991 et sa classification en parc national, l'agriculture et l'exploitation forestière dans Bwindi constituaient les principales sources de subsistance et de revenus de ces populations (Plumptre *et al.*, 2004; Korbee, 2007; Tumusiime et Sjaastad, 2014). Les villageois utilisaient le bois pour la construction des habitations, pour cuisiner et comme tuteurs pour les cultures (Plumptre *et al.*, 2004; Korbee, 2007; Baker *et al.*, 2012). La collecte de plantes médicinales et la récolte de miel dans la forêt de Bwindi sont des traditions culturelles pour ces communautés (Korbee, 2007; Baker *et al.*, 2012). La chasse pour la viande de brousse est pratiquée principalement comme moyen de subsistance et non pour la revente (Baker *et al.*, 2012).

3.1.2 Gestion du parc

En 1991, lors de la désignation de la forêt de Bwindi en tant qu'aire protégée, les droits de récoltes des ressources naturelles ont été soustraits aux communautés adjacentes (Hamilton *et al.*, 1990; Hamilton *et*

al., 2000; Baker *et al.*, 2012). L'utilisation des ressources animales et forestières de l'aire protégée a été interdite, ce qui a eu un effet négatif sur les moyens de subsistance et les revenus des populations locales (Tumusiime et Sjaastad, 2014) et a créé des conflits entre celles-ci et les gestionnaires du parc et personnels de terrain du parc tels que les gardes-parc (Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010; Baker *et al.*, 2012). L'absence de consultation des communautés et la perte d'accès aux ressources ont fait en sorte que les populations n'ont pas donné au début leur soutien au parc national (Hamilton *et al.*, 1990; Olupot *et al.*, 2009).

Pour résoudre les conflits avec les communautés locales, trois programmes ont été mis en place afin de faire participer les populations dans la gestion du parc et ainsi leur faire profiter des avantages de l'aire protégée (Hamilton *et al.*, 2000; Plumptre *et al.*, 2004; Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010; Baker *et al.*, 2012). Le premier programme consistait à autoriser un accès et une récolte contrôlée de certaines ressources dans des zones spécifiques (Cunningham, 1996; Plumptre *et al.*, 2004; Blomley *et al.*, 2010). Cela a permis aux villageois de récolter des plantes médicinales, de pratiquer l'apiculture et de faire une exploitation forestière limitée (Cunningham, 1996; Hamilton *et al.*, 2000; Blomley *et al.*, 2010). Le deuxième programme avait pour but de partager les revenus associés au tourisme avec les populations locales avoisinantes (Plumptre *et al.*, 2004; Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010). Les communautés allaient pouvoir bénéficier de 20% des recettes des entrées des touristes dans le parc afin de le réinvestir dans les projets de développement des villages (Plumptre *et al.*, 2004). Dans le dernier programme, l'Autorité de la faune sauvage de l'Ouganda (UWA) avait créé un fonds fiduciaire pour aider le développement des villages en permettant d'agrandir et d'améliorer les écoles et les cliniques de santé (Plumptre *et al.*, 2004; Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010). Les autorités du parc de Bwindi ont également développé des activités de substitution pour inciter les populations locales à utiliser des ressources alternatives pour réduire la pression anthropique sur les ressources naturelles du parc (Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010). Parmi ces activités de substitution, les villageois ont pu faire des plantations d'autres espèces végétales autour de leurs habitations telles que le bambou (Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010; Baker *et al.*, 2012).

Pour faire participer les communautés dans la gestion des ressources naturelles, les autorités du parc ont de plus mis en place des programmes de formation pour les communautés locales afin qu'elles participent aux suivis des groupes de gorille (Blomley *et al.*, 2010). Avec ces suivis, il est possible pour le parc

d'élaboration des méthodes de gestion des populations animales et de contrôler les espèces sauvages à problème (Blomley *et al.*, 2010).

Une étude de Wild et Mutebi (1996) a démontré qu'une bonne partie de la population locale était favorable à l'instauration de ces nouveaux programmes. Les conflits entre le personnel et les communautés ont diminué avec les années (Wild et Mutebi, 1996; Hamilton *et al.*, 2000; McNeilage et Robbins, 2006) et les attitudes des communautés locales sont devenues plus positives envers les gestionnaires du parc et les mesures de conservation (Blomley *et al.*, 2010; Baker *et al.*, 2012). Les populations ont maintenant un rôle majeur dans les prises de décision et dans la gestion du parc (Plumptre *et al.*, 2004; Blomley *et al.*, 2010), augmentant ainsi le niveau de soutien des communautés locales dans la conservation de l'aire protégée (Hamilton *et al.*, 2000).

3.1.3 Impacts environnementaux sur le parc et sur les primates

Depuis l'implantation des programmes de participation des communautés locales dans la gestion, les activités illégales ont diminué (Blomley *et al.*, 2010). Selon les gardes-parc, les activités de substitution comme les plantations d'arbres et autres espèces végétales près des habitations dans les communautés locales sont les principaux facteurs associés à la réduction de récolte illégale de ressources dans le parc (Blomley *et al.*, 2010). Près du $\frac{3}{4}$ des 600 familles interviewées dans l'étude de Blomley *et al.* (2010) ont participé au programme de substitution en plantant des arbres en bordure des villages.

La gestion participative des communautés locales a également eu un impact sur les populations de gorille vivant dans le parc. Avant la déclaration de l'aire protégée à Bwindi, les gorilles étaient menacés par plusieurs activités commerciales, principalement la chasse illégale pour le commerce de viande de brousse (Baker *et al.*, 2012). Pendant le classement de l'aire protégée, plusieurs menaces ont été émises à l'encontre des gorilles par les communautés insatisfaites de la gestion du parc (Wild et Mutebi, 1996) et préoccupées par les risques de pillage des cultures par les gorilles (Hamilton *et al.*, 1990). Parmi ces menaces, certains exprimaient le souhait de capturer tous les gorilles, de les mettre dans des cages et de les envoyer dans des zoos (Wild et Mutebi, 1996). La relation entre les gorilles et les populations locales n'était pas très bonne à ce moment-là et ces dernières ont même continué le braconnage de ce primate, malgré les interdictions (Butynski, 1984). Après la mise en place des trois programmes de participation des communautés locales et les consultations avec les communautés et les différents incitatifs financiers mis en place par les autorités du parc, il y a eu diminution des menaces liées aux activités commerciales qui

touchaient les espèces fauniques (Blomley *et al.*, 2010; Baker *et al.*, 2012). Les chasseurs, avec leurs nouveaux revenus alternatifs provenant principalement de l'apiculture (ex; Van Vliet, 2000), sont moins dépendants financièrement de la chasse des gorilles (Baker *et al.*, 2012). De plus, le programme de partage des revenus liés au tourisme incite les populations locales à protéger ce primate (Baker *et al.*, 2012) et augmente les perceptions positives des communautés face aux gorilles (Wild et Mutebi, 1996).

Tous ces effets des programmes de participation des communautés pourraient expliquer l'augmentation du nombre de gorilles de montagne notée depuis 2000 dans le parc national (Guschanski *et al.*, 2009). D'après le recensement de 2002 à 2009, l'augmentation du nombre de gorilles de Bwindi est de 5%, faisant passer la population de 320 individus en 2002 à 336 en 2009 (Guschanski *et al.*, 2009). En plus de cette augmentation, il a été démontré que les gorilles auraient tendance à se déplacer sur une plus grande superficie de l'aire protégée, ce qui suggère une plus grande quantité d'habitats viables pour ces primates ou une moins grande pression de chasse (Blomley *et al.*, 2010). Ces résultats proposent que les programmes d'intégration des communautés ont globalement permis de diminuer les pressions anthropiques sur le parc et d'améliorer la conservation de l'écosystème (Olupot *et al.*, 2009).

3.1.4 Impacts économiques

Le projet de partage des revenus du tourisme et l'implantation d'un fonds fiduciaire offrent des avantages économiques aux communautés en bordure du parc (Blomley *et al.*, 2010; Laudati, 2010; Ahebwa *et al.*, 2012). Le tourisme a commencé à Bwindi en 1993, offrant des possibilités d'emploi aux communautés locales en tant que guide, porteur et garde-parc, en plus d'opportunités commerciales telles que l'installation d'hébergements pour les touristes, entre autres des petits hôtels et même un camping (Blomley *et al.*, 2010). Le Clouds Mountain Lodge est un des premiers logements touristiques à avoir été construit à proximité du parc de Bwindi pour héberger les touristes qui viennent observer les gorilles (Ahebwa, 2012). Les populations locales ont également fondé un projet de tourisme communautaire à Buhoma-Mukono qui consiste à faire la visite de dix sites culturels importants dans le village de Buhoma (Ahebwa, 2012). Ce projet amène les touristes à des boutiques d'artisanat traditionnel et des systèmes agricoles traditionnels, ce qui offre des bénéfices aux communautés de Buhoma (Ahebwa, 2012). Des articles d'artisanats ont également été commercialisés (Blomley *et al.*, 2010) à l'étranger avec l'aide de l'Association ougandaise du tourisme communautaire (UCOTA) (Ahebwa, 2012). Ces emplois et opportunités commerciales permettent aux communautés d'avoir des revenus pour subvenir à leurs besoins (Blomley *et al.*, 2010).

Avec le projet de partage des revenus du tourisme et le fonds fiduciaire, 70 000\$ US ont été donnés aux communautés locales entre 1995 et 1998. Ces sommes ont permis de construire dix écoles primaires, cinq cliniques de santé et de développer trois projets de construction de route dans des villages autour du parc (Laudati, 2010). Vingt projets supplémentaires de construction d'infrastructure de base tels que des centres de santé ont également été mis en place dans le parc en 2003, avec la contribution de 50 000 \$ US provenant du partage des revenus du tourisme (Laudati, 2010). La popularité du parc de Bwindi ne cesse d'augmenter, générant des profits plus grands chaque année, et qui sont bénéfiques pour le développement des communautés (Laudati, 2010; Ahebwa *et al.*, 2012).

Toutefois, certains auteurs montrent que le partage n'est pas en faveur des communautés et que le programme devrait encore être bonifié (Adams et Infield, 2003). En 2009, le profit total obtenu avec les activités touristiques s'est élevé à plus de 1 million de dollars US et seulement 2,6% de ce montant a été partagé avec les communautés locales, ce qui correspond à 26 mille dollars US (UWA, 2010). Ce montant est beaucoup plus faible que le 20% des entrées dans le parc promis par les gestionnaires de l'aire protégée et le gouvernement (Plumptre *et al.*, 2004). De plus, les montants ne sont pas distribués de façon équitable entre les 21 paroisses, car 19 paroisses où se trouvent les principales infrastructures et opportunités touristiques bénéficient des revenus du tourisme (Archabald et Naughton-Treves, 2001; Ahebwa, 2012).

3.1.5 Impacts sociaux et culturels

Les accords de récolte de certaines ressources naturelles comme le miel et les plantes médicinales, octroyés par les autorités du parc, ont une grande importance culturelle pour les communautés (Cunningham, 1996). Par exemple, le Nyakibazi (*Rytigynia kigeziensis*) qui pousse seulement dans les limites du parc de Bwindi est utilisé par les communautés comme plante médicinale (Cunningham, 1996). Selon certaines personnes des populations locales, sans cette plante, « ils mourraient » (Cunningham, 1996). Les accords entre les autorités du parc et les populations permettent donc aux communautés locales de subvenir à leurs besoins (Plumptre *et al.*, 2004; Baker *et al.*, 2012) et également de conserver la culture locale, ce qui est essentiel pour l'acceptation de la conservation par ces communautés (Hamilton *et al.*, 2000).

L'intégration des communautés a en plus permis une meilleure interaction sociale entre les différentes populations locales, diminuant ainsi les conflits entre celles-ci, les gestionnaires et les employés du parc

(Wild et Mutebi, 1996; Hamilton *et al.*, 2000; McNeillage et Robbins, 2006). Avec les dialogues rétablis entre les communautés et le gouvernement, des programmes d'éducation à la conservation ont pu être développés dans les villages à proximité du parc (Plumptre *et al.*, 2004). Ces programmes ont permis de sensibiliser les populations locales à l'importance de la conservation de la biodiversité et des impacts des actions anthropiques sur la faune et la flore qui vivent dans le parc (Plumptre *et al.*, 2004; Ahebwa, 2012). En étant plus sensibilisées, les populations locales sont plus aptes à comprendre et à adopter des changements dans leur comportement pour permettre la protection de l'écosystème. L'organisme CARE (Cooperative for Assistance and Relief Everywhere) a également fourni près de 2 000 dollars US aux communautés pour des formations techniques sur les emplois dans le parc, la gestion, le fonctionnement des aires protégées et également des formations sur les différentes alternatives économiques et de moyen de subsistance que les populations locales peuvent utiliser (Archabald et Naughton-Treves, 2001). Ces formations permettent de renforcer les capacités des communautés locales et améliorent leurs connaissances sur les aires protégées pour favoriser une meilleure participation dans la gestion et les activités du parc.

Le cas du parc national de Bwindi tend à montrer que l'intégration des communautés dans la gestion et la participation aux activités du parc a permis d'améliorer la relation entre les populations locales et les gorilles et par le fait même cela a permis d'augmenter le soutien et la participation des populations dans la protection du parc national. Les gestionnaires du parc ont réussi à gagner l'appui des populations locales en développant, avec des équipes de planification dans lesquels les populations locales ont participé, des programmes qui concernent la conservation, mais également le développement des communautés avoisinantes (Blomley *et al.*, 2010). Des comités locaux ont été créés par les communautés locales pour prendre part aux rencontres et prises de décisions sur le parc avec les gestionnaires et le gouvernement (Blomley *et al.*, 2010). Les populations locales ont pu bénéficier de plusieurs avantages soit économiques (avec les activités alternatives comme l'apiculture, le partage des revenus du tourisme), soit sociaux (avec le développement des villages par la construction d'infrastructure de base et les programmes de sensibilisation et d'éducation qui permettent le développement communautaire) (Blomley *et al.*, 2010). Ces programmes ont contribué à la diminution des activités illégales ce qui a eu un effet positif sur les populations de gorille des montagnes. Cependant, les programmes implantés dans le parc ne sont pas parfaits, entre autres au niveau du partage des revenus du tourisme (Adams et Infield, 2003), et nécessitent encore plusieurs améliorations pour permettre un bon développement des communautés et

satisfaire les besoins des populations locales à proximité (Archabald et Naughton-Treves, 2001; Adams et Infield, 2003; Laudati, 2010; Ahebwa *et al.*, 2012).

3.2 Étude de cas du parc national de Lobéké au Cameroun

3.2.1 Présentation de l'aire protégée

Localisée au sud-est du Cameroun, l'aire protégée de Lobéké a été désignée parc national en 2001 (Usongo et Nkanje, 2004; Tsakem *et al.*, 2015). Sa superficie est de 200 000 hectares. Le parc est entouré de sept zones à usages multiples qui couvrent plus de 600 000 hectares (Usongo et Nkanje, 2004; Yuh *et al.*, 2019; figure 3.2). Le parc est délimité à l'est par le fleuve Sanaga, adjacent à la frontière avec le Congo et la RCA (Usongo et Nkanje, 2004; Yuh *et al.*, 2019). L'aire protégée de Lobéké est connectée à deux autres parcs nationaux: le parc Dzanga-Ndoki en RCA et le parc de Nouabale-Ndoki au Congo (Yuh *et al.*, 2019; Tsakem *et al.*, 2015).



Figure 3.2 Localisation et délimitation du parc national de Lobéké au Cameroun

Source : Protected Planet (2014-2020d)

La zone de Lobéké comprend une mosaïque de forêts (Usongo et Nkanje, 2004) qui se situent entre 300 et 750 mètres d'altitude (Yuh *et al.*, 2019). Elle est composée de forêts denses marécageuses dans les basses altitudes, de forêts hautes et de quelques zones ouvertes (Gartlan, 1989). Les différents types d'habitats permettent de soutenir une grande diversité d'espèces fauniques caractérisée par une abondance élevée de grands mammifères (Usongo et Nkanje, 2004; Nzooh-Dongmo, 2009; Yuh *et al.*, 2019). Le parc national abrite entre autres des léopards, des éléphants (*Loxodonta africana cyclotis*), des buffles (*Syncerus caffer nanus*) et deux espèces de grands singes : des chimpanzés et des gorilles

occidentaux des plaines (Usongo et Nkanje, 2004; Nzooh-Dongmo, 2009; Yuh *et al.*, 2019). La zone de Lobéké est très importante pour la conservation en raison de sa grande proportion de forêts encore intactes et de son nombre élevé d'espèces classifiées en danger d'extinction (Usongo et Nkanje, 2004).

La région de Lobéké est peuplée par deux principaux groupes indigènes, les Bangando qui sont d'origine Bantou et les Baka, qui sont aussi nommés pygmées dans la littérature (Bahuchet et De Maret, 1994; Tsakem *et al.*, 2015). Le premier groupe est composé d'agriculteurs, alors que le deuxième groupe est composé de chasseurs-cueilleurs semi-sédentaires qui pratiquent rarement des activités agricoles (Bahuchet et De Maret, 1994; MINFOF, 2006). Ces deux groupes vivent sur les mêmes terres et dépendent tous les deux de la forêt pour subvenir à leurs besoins alimentaires, en matériaux pour la construction et en médicaments (Usongo et Nkanje, 2004). En 1995, la population était estimée à 2 800 Bangando et plus de 2 500 Baka (WCS, 1996). Ces populations sont très pauvres et 50% des habitants sont analphabètes (WCS, 1996). Les villages sont situés autour du parc national, dans les zones à usages multiples. La région est également habitée par une population d'individus non indigènes d'environ 8 480 personnes qui travaillent pour différentes compagnies qui exploitent les ressources, principalement le bois (Usongo et Nkanje, 2004). Les industries forestières sont responsables de la création de villages dans la région telle que Kika qui possède une population de 2 562 habitants. L'augmentation démographique a entraîné une augmentation des activités illégales comme le braconnage pour l'ivoire et la capture des perroquets (Usongo et Nkanje, 2004).

3.2.2 Gestion du parc

À Lobéké, le gouvernement et l'organisme Fonds mondial pour la nature (WWF) sont responsables de la gestion des ressources naturelles (Usongo et Nkanje, 2004). Lors du décret du parc national, toutes les parties prenantes de la région ont été consultées pour bien comprendre leurs besoins et connaître leurs opinions face à l'installation du parc (Usongo et Nkanje, 2004). Les communautés ont exprimé le souhait d'avoir des zones de chasse communautaires pour subvenir à leurs besoins alimentaires (Usongo et Nkanje, 2004). À la suite des consultations, l'organisme WWF a instauré cinq zones à usages multiples qui comprennent des zones de chasse et de forêts communautaires adjacentes à l'aire protégée qui fonctionnent comme des zones tampons (Usongo et Nkanje, 2004). La WWF a implanté des programmes de gestion pour la conservation des écosystèmes dans ces zones à usage multiple qui permettent la collaboration entre toutes les parties prenantes de la région (Usongo et Nkanje, 2004). Ce sont donc trois comités communautaires, formés de membres des populations locales, qui sont responsables de la gestion

des ressources dans ces zones à usage multiple. La WWF a également développé un système de gestion participative avec des conventions permettant une autonomisation des communautés et un accès à différentes ressources naturelles (Usongo et Nkanje, 2004).

Une première convention a été signée entre les chasseurs commerciaux et les populations locales pour que les villages puissent bénéficier de 60% des proies qu'ils capturent dans les zones à usages multiples (Usongo et Nkanje, 2004). Le 40% restant est vendu aux commerces de viande de brousse. Avec cette convention, les communautés ont pu également recevoir 10% des revenus obtenus par la vente de cette viande de brousse (Usongo et Nkanje, 2004). En retour, les populations locales aident les chasseurs à contrer les activités de braconnages (Usongo et Nkanje, 2004). Une deuxième convention a été signée, cette fois avec les entreprises forestières (Usongo et Nkanje, 2004). La convention les autorisent à faire l'exploitation du bois dans des zones spécifiques, et en contrepartie elles ont aidé à la réduction du braconnage de la zone et à l'installation d'entrepôts réfrigérés pour conserver la nourriture des communautés locales (Usongo et Nkanje, 2004). Le programme de la WWF a également offert une assistance technique qui a permis de former les chefs des populations locales à la gestion financière, à la gestion de personnel et au développement de projets (Usongo et Nkanje, 2004). Vingt-six membres des communautés ont été recrutés en tant que gardes-parc et responsables des inventaires de suivi des ressources naturelles (Usongo et Nkanje, 2004). Dans les villages, des groupes de gens ont également été sélectionnés par les comités de gestion pour être responsables des patrouilles anti-braconnage autour les villages (Usongo et Nkanje, 2004). La récolte de ressources a également été autorisée pour la population locale à des périodes spécifiques, dans certaines parties du parc en plus des zones à usages multiples (Usongo et Nkanje, 2004).

Ces programmes ont permis d'intégrer les communautés locales dans la gestion et la planification du parc national de Lobéké en leur permettant de former des comités de gestion qui ont un contrôle direct sur la gestion des ressources qui se retrouvent dans les limites de l'aire protégée et dans les zones à usages multiples (Usongo et Nkanje, 2004). Cela a conduit à un fort soutien et une forte adhésion des communautés locales dans la mise en place du parc national (Usongo et Nkanje, 2004).

3.2.3 Impacts environnementaux sur le parc et sur les primates

Après avoir engagé des membres de la communauté comme gardes-parc dans le projet de gestion participative, le braconnage a diminué à partir de 2002 dans le parc national et les zones communautaires

adjacentes (Usongo et Nkanje, 2004). Les villageois ont affirmé avoir un bon taux de succès de chasse et ils observent plus fréquemment les mammifères forestiers dans les zones adjacentes aux villages, suggérant ainsi une augmentation des populations animales résultant de la diminution du braconnage (Usongo et Nkanje, 2004). D'après cette étude, une grande quantité de nids de chimpanzés et de gorilles occidentaux des plaines auraient été observés entre 2001 et 2014 dans les forêts de la région (Yuh *et al.*, 2019). Dans les zones à usage multiple, le taux de rencontre pour les gorilles et les chimpanzés a augmenté durant ces années; le taux de rencontre des chimpanzés a augmenté de 26% et de 35% pour les gorilles (Yuh *et al.*, 2019). Les zones protégées avec des zones à usages multiples sont importantes pour certains mammifères (Naughton-Treves *et al.*, 2003), et les gorilles y sont fréquemment rencontrés lorsqu'ils ne sont pas chassés, surtout s'il y a présence de forêt marécageuse (Strindberg *et al.*, 2018).

De plus, le projet de gestion intégral du parc a également permis de diminuer la déforestation. Entre 2001 et 2014, en moyenne 93% de la forêt du parc national et des zones à usages multiples n'a pas changé (Yuh *et al.*, 2019). Ce pourcentage démontre l'efficacité des stratégies de conservation de la biodiversité mises en œuvre avec la classification du parc (Ferraro et Kiss, 2002).

3.2.4 Impacts économiques

En trois ans, avec le partage de 10% des revenus de la chasse commerciale dans les zones à usage multiple, les communautés locales (un total de 5300 personnes) ont obtenu plus de 30 000 dollars US en bénéfices directs (Usongo et Nkanje, 2004). Un comité de supervision a été créé pour garantir la bonne mise en œuvre de la convention (Usongo et Nkanje, 2004). Ce comité est formé des chefs des villages, du gouvernement, de la WWF, d'organismes de conservation et de compagnies qui organisent la chasse commerciale (Usongo et Nkanje, 2004). La location des territoires des communautés pour la chasse commerciale et la chasse aux trophées a permis d'obtenir un revenu additionnel pour les populations locales de 60 000 dollars US en deux ans (Usongo et Nkanje, 2004). Ces revenus ont été utilisés pour le développement des villages : construction de fermes communautaires, achat de médicaments et d'équipements médicaux (Usongo et Nkanje, 2004) et construction de salles de classe (Tsakem *et al.*, 2015). Dans la région de Lobéké, les bénéfices des montants payés par les entreprises forestières pour les concessions sont partagés à 50% avec les populations locales comme prescrit dans la loi camerounaise. De ce pourcentage, 10% reviennent directement aux communautés et sont remis aux chefs des villages, alors que le 40% restant est utilisé pour l'administration et le développement des communautés à travers les conseils ruraux (Usongo et Nkanje, 2004). Les méthodes de partage des revenus ne sont pas parfaites et

vont souvent défavoriser les communautés locales (Usongo et Nkanje, 2004). Au Cameroun, moins de 10% du revenu total généré par les entreprises du pays sont distribués aux populations locales (Usongo et Nkanje, 2004). C'est pourquoi la WWF travaille en collaboration avec des organismes de conservation pour améliorer la gestion et le partage des montants obtenus avec les conventions, car peu de revenus se rendent directement aux communautés locales (Usongo et Nkanje, 2004).

En plus de ces bénéfices, les membres des populations locales ont accès à des emplois : ils sont engagés et formés par les chasseurs commerciaux comme guide, porteur ou pisteur (Usongo et Nkanje, 2004). Les chasseurs sont très dépendants des pygmées en tant que pisteurs ou guides en raison de leur grande expertise en forêt liée à leur mode de vie de chasseurs-cueilleurs (Usongo et Nkanje, 2004). Les membres des communautés peuvent également être engagés par les administrateurs du parc en tant que garde-parc, guide, membre de comité de gestion, membre de diverses associations comme celle responsable des patrouilles anti-braconnage. (Usongo et Nkanje, 2004).

3.2.5 Impacts sociaux et culturels

Les projets de la WWF ont permis d'offrir des formations techniques sur les inventaires et suivis des ressources naturelles, sur la gestion des ressources financières et organisationnelles et sur la gestion des écosystèmes (Usongo et Nkanje, 2004). Ces formations permettent de construire et de renforcer les capacités et compétences des populations locales. Les membres des communautés peuvent participer dans les suivis des populations animales de l'aire protégée et des zones à usage multiples. Ces formations permettent aux communautés d'agir directement dans la gestion des ressources, en suivant l'évolution de l'état des ressources naturelles dans le parc ce qui va permettre l'élaboration de méthodes de gestion des populations. Un programme d'éducation portant sur l'environnement de la région a également été instauré pour les communautés en bordure du parc pour présenter l'importance de leur participation dans la conservation de la biodiversité de l'aire protégée (Usongo et Nkanje, 2004).

La permission de récolter des ressources dans certaines parties du parc et dans les zones à usage multiple a permis aux communautés de continuer leurs pratiques culturelles traditionnelles telles que la collecte de produits forestiers non ligneux (Usongo et Nkanje, 2004). Les communautés ont pu garder leurs droits coutumiers sur les ressources et la terre (Borrini-Feyerabend, 1996), ce qui a favorisé l'acceptation et le soutien des programmes de la WWF par les populations (Usongo et Nkanje, 2004). Les pygmées sont des communautés indigènes qui ont un mode de vie et des stratégies de subsistance qui sont différentes des

autres groupes d'indigènes africains (Tieguhong et Nkamgnia, 2012). Ils dépendent fortement de la forêt et des services qu'elle offre. En étant des chasseurs-cueilleurs, ils ont de grandes connaissances de l'écosystème de la région et de la faune et la flore qui y habitent (Tieguhong et Nkamgnia, 2012). Plusieurs d'entre eux considèrent également que la forêt possède une importance spirituelle (Tieguhong et Nkamgnia, 2012). Ainsi, la possibilité d'accès aux ressources dans le parc et les zones à usage multiple est très importante pour ces peuples.

Les programmes de gestion participative ont permis aux communautés de participer à des comités de gestion responsable du suivi et de la gestion des ressources naturelles, à des comités de supervisions, des groupes de patrouille, en tant qu'employés du parc ou en tant qu'employés d'entreprises commerciales de chasse. Ainsi, les populations qui sont souvent négligées dans les prises de décision ont été impliquées directement dans la gestion et la planification, ce qui a conduit à un fort soutien des communautés locales et une grande participation de leur part dans la conservation (Usongo et Nkanje, 2004). Cependant, il existe encore des problèmes entre les populations locales et les gorilles à cause des pertes dans les champs, ce qui compromet l'attitude des communautés envers les grands singes et peut menacer leur conservation (Tsakem *et al.*, 2015).

3.3 Étude de cas du Parc national de Cross River au Nigeria

3.3.1 Présentation de l'aire protégée

Le parc national de Cross River a été décrété en 1991 (Ite, 1996; Ezebilo et Mattsson, 2010b; Ezebilo, 2013) en même temps que quatre autres parcs nationaux au Nigeria (Ite et Adams, 2000). L'aire protégée longe la frontière sud-est du Nigeria avec le Cameroun, dans l'état de Cross River (Ite, 1996; Ite et Adams 2000; figure 3.3). Le parc possède une superficie totale de 4 000 km² séparés en deux divisions : une division de 3 000 km² au sud nommée Oban et la division d'Okwangwo, localisée plus au nord, de 1 000 km² (Ite, 1996; Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b; Ezebilo, 2013; Adetola et Adetoro, 2014).

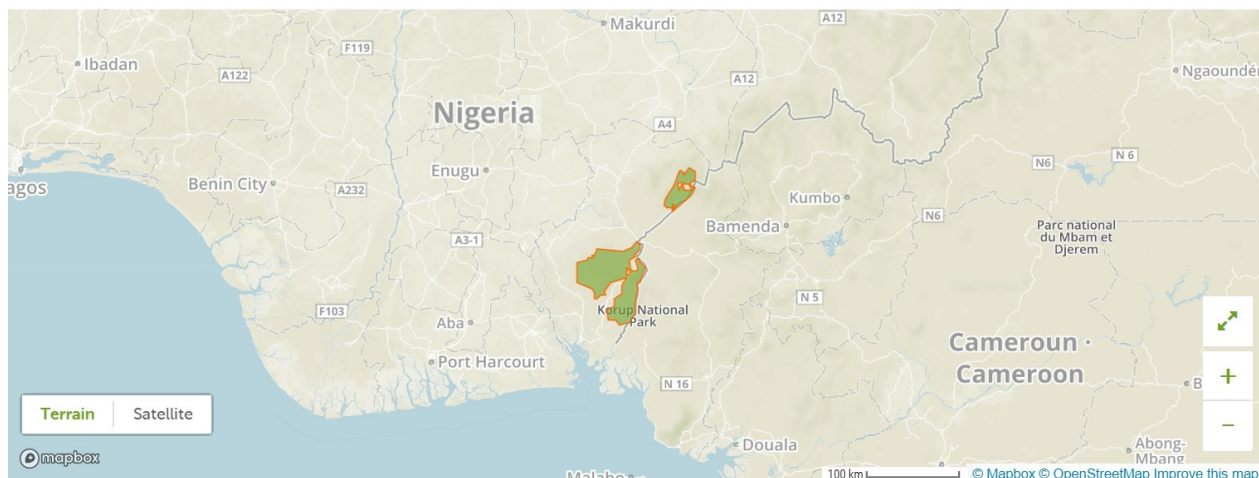


Figure 3.3 Localisation et délimitation du parc national de Cross River au Nigeria

Source : Protected Planet (2014-2020b)

Le parc est principalement couvert de forêt tropicale humide et de mangrove à proximité de la côte (Ezebilo et Mattsson, 2010b). En Afrique de l'Ouest, Cross River est l'aire protégée la plus grande et la plus diversifiée (Caldecott *et al.*, 1990), avec plus de 1 545 espèces de plantes, des milliers d'insectes (Larson, 1997) et jusqu'à 11 espèces de primates (Harcourt *et al.*, 1989; Oates *et al.*, 1990). Dans la division d'Okwangwo, les montagnes Mbe abritent des populations de gorilles occidentaux de la sous-espèce *Gorilla gorilla diehli* (Harcourt *et al.*, 1989; Oates *et al.*, 1990; White, 1990; Sarmiento et Oates, 2000). Avec seulement 10 % de forêt native restante au Nigeria (Ite, 1995), ce parc est très important pour la protection des espèces rares et menacées comme le gorille de Cross River (Caldecott *et al.*, 1990), qui compte seulement 285 individus (Oates *et al.*, 2007).

Autour et dans la délimitation de la division d'Okwangwo, il y a 66 villages qui comptent 36 000 personnes (Caldecott *et al.*, 1990) dont 2 500 habitent dans le parc (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Ces communautés dépendent de l'agriculture, de la chasse (Ite et Adams, 2000) et de la cueillette de produits forestiers non ligneux pour assurer des revenus et comme moyens de subsistance (Ite, 1995; Ezebilo et Mattsson 2010a). Plus de 94 % des familles pratiquent une agriculture mixte (Ite, 1995), qui comprend la culture de cacao, de banane et l'élevage de bétail (Ezebilo, 2010). Ces activités agricoles ont été les principales responsables de la perte de forêt dans le parc et ont amené à la création de l'aire protégée en 1990 (Ite, 1995). Les populations locales ont également recours à l'exploitation forestière et à la pêche comme moyens de subsistance (Ite et Adams, 2000). Les villages sont reculés dans les terres et ils ont des infrastructures limitées. Ils n'ont généralement pas d'électricité ni d'accès à l'eau potable ; peu comptent des cliniques de

santé et des écoles de différents niveaux scolaires (Ite, 1996; Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b).

3.3.2 Gestion du parc

Le décret gouvernemental qui a généré la création du parc avait à la base interdit la chasse et la récolte des ressources dans les limites de l'aire protégée (Ite et Adams, 2000). Toutefois, le gouvernement a reconnu qu'à long terme le parc allait avoir besoin de la coopération des populations locales pour perdurer (Ite et Adams, 2000). Pour atteindre cet objectif, les gestionnaires ont mis l'emphase principalement sur l'installation et le développement de zones tampons autour de la division d'Okwangwo pour faire participer les populations dans la conservation, permettre le développement socio-économique des villages et diminuer les menaces sur l'écosystème dans l'aire protégée (Ite et Adams, 2000). De ce fait, après l'établissement de l'aire protégée, des programmes incitatifs et dissuasifs ont été mis en place par le gouvernement et les autorités du parc dans ces zones de soutien (Caldecott *et al.*, 1990; Ite et Adams, 2000; Ezebilo, 2013).

Le premier programme incitatif était une assistance technique pour promouvoir l'utilisation durable des ressources, développer des industries locales et entretenir les routes (Ite et Adams, 2000). Ce programme devait offrir aux populations locales des conseils pour transformer leurs méthodes d'exploitation des ressources en systèmes d'exploitation durable et améliorer la production des exploitations agricoles déjà présentes, en plus d'offrir de l'argent pour développer les villages et compenser les populations lors de la perte de récolte. Les autorités du parc ont également mis en place des activités touristiques basées sur l'observation de la faune, plus particulièrement les gorilles de Cross River (Ite et Adams, 2000). Le dernier projet établi fut l'instauration d'un programme de gestion du parc pour assurer la sécurité et le respect des lois (Ite et Adams, 2000). Pour avoir accès aux différents programmes, les communautés ont dû s'inscrire dans la zone de soutien auprès du gouvernement en promettant de respecter les règlements et les limites de l'aire protégée (Ite et Adams, 2000). En cas de non-respect, les communautés pouvaient se voir retirer leur enregistrement des zones tampons et perdre les avantages associés à ces programmes (Ite et Adams, 2000).

Avec la promotion de ces programmes de développement et d'implication des communautés, les locaux ont donné initialement leur soutien au parc et au gouvernement (Ite, 1995; Ite et Adams, 2000). Cependant, plusieurs facteurs ont fait en sorte que l'appui local a diminué au fil du temps (Ite, 1996). En

premier, ces programmes n'ont pas satisfait les besoins de développement des communautés (Ite et Adams, 2000; Ezebilo, 2013). Les familles questionnées dans l'étude d'Ite et Adams (2000) ont expliqué qu'elles se sentaient trahies par les responsables du parc, car ceux-ci n'ont pas donné ce qui avait été promis initialement. Les populations locales s'attendaient à avoir des emplois, une éducation sur la conservation et l'environnement, l'accès à plus de soins de santé, la construction d'infrastructures modernes en bordure du parc avec des services de base comme l'électricité et l'eau et un système de transport adéquat (Ite et Adams, 2000). Le parc a contribué au développement de certains de ces projets incitatifs tels qu'un programme d'éducation sur la conservation dans les écoles primaires et secondaires dans des villages autour des montagnes de Mbe, un accès à plus de soins de santé avec, en 1994, des visites fréquentes de trois médecins bénévoles dans tous les villages pour fournir des médicaments et des consultations à faibles coûts (Ite et Adams, 2000) et la construction de quelques infrastructures comme une école à Butotatong, une mairie et un pont à Bukalom (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Toutefois, à long terme, les projets n'ont pas continué, ils n'ont pas été soutenus et les infrastructures n'ont pas été entretenues par les autorités du parc et ont fini par se détériorer (Ezebilo et Mattsson, 2010b). L'approvisionnement en électricité et en eau qui étaient fournis par le parc dans le village de Butatong ne fonctionne plus depuis plusieurs années (Ezebilo et Mattsson, 2010b).

Deuxièmement, cela a pris trop de temps avant de développer les projets et donc avant que les communautés locales puissent percevoir des avantages (Ite, 1996). Finalement, les droits de gestion des ressources que possédaient historiquement les populations locales n'ont pas été pris en compte dans les projets de conservation (Ite et Adams, 2000). Les montagnes de Mbe, qui sont des terres appartenant aux communautés locales, ont été intégrées de façon non officielle au parc de Cross River, interdisant par le fait même l'utilisation des ressources contenues dans cette zone (Ite, 1996; Ite et Adams, 2000). Même si au niveau légal ces terres ne font pas partie de l'aire protégée de Cross River, le projet de conservation des montagnes de Mbe (MMCP), qui a débuté en 1991 (Ite et Adams, 2000), a enlevé les droits des communautés à ces ressources naturelles (Ite, 1996). Les populations locales n'ont donc jamais été impliquées de façon active dans la gestion et les activités de planification du parc en dépit des mécanismes de développement mis en place par le gouvernement (Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b).

3.3.3 Impacts environnementaux sur le parc et sur les primates

Le mécontentement des villageois face à l'inaccessibilité à l'aire protégée et à l'exclusion des prises de décision s'est exprimé à travers la pratique d'activités illégales dans les limites du parc national (Adetola

et Adetoro, 2014). Parmi les activités illégales qui menacent l'écosystème du parc, on retrouve une forte exploitation forestière principalement dans la division d'Oban (Adetola et Adetoro, 2014; Lameed *et al.*, 2015). La coupe d'arbre et l'installation d'infrastructure dans le parc contribuent à la perte, dégradation et fragmentation des habitats (Adetola et Adetoro, 2014). Les gorilles sont très vulnérables aux impacts de l'exploitation forestière et peuvent être plus facilement détectés par les chasseurs, car il est plus aisé d'atteindre les zones éloignées avec les chemins et les routes créés pour l'activité forestière (Bennett, 2004).

Lameed *et al.* (2015) ont montré que la chasse illégale (de subsistance ou commerciale) par les communautés locales est très fréquente dans le parc. La chasse est pratiquée de façon non durable avec des armes et des pièges qui permettent de capturer plus facilement des grands mammifères, ce qui entraîne une pression sur des espèces telles que les gorilles qui sont prisés par les chasseurs, car ils offrent une grande quantité de viande et donc de revenus (Ite et Adams, 2000; Adetola et Adetoro, 2014). Ces espèces sont également sélectionnées comme espèce de collection ou trophées (Cousins, 1978; Gates, 1996). Plusieurs autres espèces de primates tels que le drill (*Mandrillus leucophaeus*) et certaines espèces du genre *Cercopithecus sp.* sont également chassées intensément dans les limites du parc, ce qui menace leur survie (Lameed *et al.*, 2015).

Les trois premières années suivant la création du parc national (1991-1993), aucun braconnier n'a été arrêté (Adetola et Adetoro, 2014). À partir de 1994, le nombre d'arrestations a augmenté d'année en année et en 2008, 79 braconniers ont été arrêtés dans les limites de l'aire protégée (Adetola et Adetoro, 2014). Malgré ces arrestations, les activités de braconnage effectuées par les populations locales et par des personnes non natives de la région ont continué à augmenter (Ite et Adams, 2000; Adetola et Adetoro, 2014).

3.3.4 Impacts économiques

Les villageois ont affirmé avoir été désavantagés par l'installation du parc, puisqu'ils ont perdu des superficies pour l'agriculture et la chasse en plus d'avoir des contraintes dans l'utilisation des ressources, diminuant ainsi leurs revenus (Ite et Adams, 2000). Les gens qui vivent dans les villages à proximité des parcs ont une disponibilité diminuée de terre pour les futures cultures et la chasse, et les communautés craignent que les nouvelles générations ne puissent pas facilement trouver des terres permettant de générer des revenus suffisants pour assurer leur survie (Ite et Adams, 2000). Cette perte de revenus affecte

directement le développement des villages (Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b). Pour compenser cette diminution, les administrateurs du parc ont créé un programme pour favoriser l'économie locale par des activités touristiques, ce qui a permis d'obtenir des retombées économiques dans la division d'Okwangwo (Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b). Cependant, les montants engendrés par le tourisme ne compensaient pas les pertes de revenus des anciennes activités économiques telles que l'agriculture (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Ces auteurs ont estimé le revenu annuel de l'agriculture pour les trois villages dans la zone d'Okwangwo à plus de 8 millions de dollars US, alors que le tourisme offre annuellement 198 500 \$ US. En plus de l'agriculture, la collecte de produits forestiers non ligneux permettait de récolter annuellement plus de 2 millions de dollars US (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Le revenu des activités touristiques correspond seulement à 1 % du revenu annuel potentiel des villages, sans compter que seul le village de Butatong a perçu l'argent du tourisme en raison de sa localisation géographique à proximité des bureaux administratifs du parc (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Malgré la mise en place d'un projet de développement touristique, l'aire protégée est mal organisée pour la répartition des montants alloués aux communautés en bordure du parc, sans compter que les montants sont insuffisants pour soutenir les populations locales (Ezebilo et Mattsson, 2010b) et pour diminuer les activités économiques illégales dans le parc, comme la chasse (Ljeomah *et al.*, 2013).

De plus, les incitations financières et la rémunération des employés tels que les gardes-parc ne sont pas suffisantes pour inciter le personnel à faire respecter les lois face aux communautés locales (Adetola et Adetoro, 2014). D'après certains témoignages, les employés du parc n'empêchaient pas les locaux d'entrer et de pratiquer la chasse (Ite et Adams, 2000).

3.3.5 Impacts sociaux et culturels

La récolte de produits forestiers non ligneux fait partie des valeurs culturelles des communautés en bordure de l'aire protégée de Cross River (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Ces produits sont indispensables dans les stratégies de subsistance des populations locales ; ils offrent de la nourriture, des éléments pour produire des médicaments, des huiles, du tanin et plusieurs autres possibilités (Ingram, 2009). Les communautés affirment que les pertes qu'ils subissent au niveau de leur mode de vie traditionnel et de leurs valeurs ne sont pas compensées par l'installation du parc et du développement touristique dans la zone (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Les règlements mis en vigueur avec le décret du parc national et les programmes instaurés vont à l'encontre des droits fonciers traditionnels des communautés (Ite et Adams, 2000). Le mécontentement est encore plus grand pour les villages en bordure des montagnes de Mbe où

les activités traditionnelles sont interdites si le parc ne couvre pas cette zone (Ite et Adams, 2000). Les conflits entre le gouvernement et les communautés sont fréquents et principalement en lien avec les questions de droits et de propriétés sur les ressources, ce qui diminue le soutien et l'implication des communautés dans la conservation et nuit à la survie à long terme du parc (Ite et Adams, 2000).

Dans cette étude de cas, les autorités du parc ont proposé plusieurs programmes permettant aux communautés de percevoir des avantages et de développer les villages pour obtenir leur appui et leur participation dans la conservation. Malgré cette initiative, les autorités du parc n'ont pas consulté et discuté avec les populations locales pour connaître leurs besoins et leurs attentes face à l'aire protégée (Ezebilo et Mattsson, 2010b). Les incitatifs annoncés par le gouvernement ont pris beaucoup trop de temps à être développés et ils n'ont pas satisfait les besoins de développements socio-économiques des populations (Ite, 1996; Ite et Adams, 2000; Ezebilo et Mattsson, 2010b; Ezebilo, 2013). Pour les programmes qui ont réussi à être mis en place par le parc, ils n'ont pas perduré dans le temps par manque d'investissement et de participation de la part du gouvernement et des gestionnaires du parc (Ezebilo et Mattsson, 2010b).

3.4 Étude de cas du parc national Korup au Cameroun

3.4.1 Présentation de l'aire protégée

Le Parc National Korup, situé au sud-ouest du Cameroun, a été décrété en 1986 par le gouvernement du pays (Mbile *et al.*, 2005). L'aire protégée s'étend sur 1 261 km² le long de la frontière avec le Nigeria (Mbile *et al.*, 2005; Siewe *et al.*, 2017; figure 3.4). Ce parc est adjacent au Parc national de Cross River localisé au Nigeria (Mbile *et al.*, 2005). Avant de devenir un parc national, la zone de Korup était classifiée en tant que réserve forestière, et était administrée par les communautés locales (Mbile *et al.*, 2005).

La région de Korup possède une riche biodiversité (Gartlan, 1989) composée de 1 700 espèces végétales dont environ 85 sont endémiques de la région (WWF, 2020). Ces forêts abritent aussi une grande diversité d'oiseaux (Rodewald *et al.*, 1994) et de mammifères (WWF, 2020). D'après des estimations, plus de 52 grands mammifères vivent dans les limites du parc, dont 14 espèces de primates tels que le chimpanzé et le drill, qui est endémique de la région sud du Cameroun et sud-est du Nigeria (Stubina, 2002). Cet écosystème est également caractérisé par la présence de l'éléphant de forêt d'Afrique (AECCG, 1991), du léopard des bois d'Afrique de l'Ouest (*Panthera pardus leopardus*) et du buffle nain (WWF, 2020).

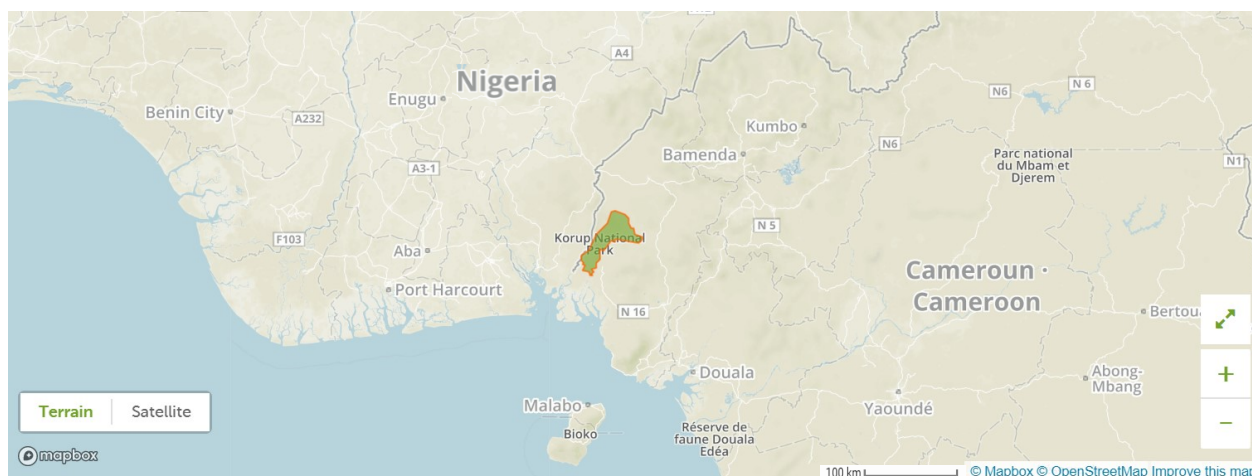


Figure 3.4 Localisation et délimitation du parc national Korup au Cameroun

Source : Protected Planet (2014-2020c)

Il y a cinq villages de trois ethnies différentes qui sont dispersés un peu partout à l'intérieur du parc national (Mbile *et al.*, 2005; Siewe *et al.*, 2017). Ces cinq villages compris dans l'aire protégée comptent au total 1 500 habitants (Mbile *et al.*, 2005). Il y a deux ethnies dans l'aire protégée qui sont d'origine Bantou; les Bakoko et les Batanga (Diaw *et al.*, 2003). Le dernier groupe ethnique, nommé Korup, est une population qui vit dans les forêts du Cameroun et du Nigeria (Diaw *et al.*, 2003). Ces populations sont des communautés agroforestières qui dépendent directement des ressources naturelles présentes dans la forêt du parc national (Siewe *et al.*, 2017). Pour subvenir à leurs besoins, ces communautés pratiquent principalement l'agriculture de cacao, manioc, gari et dans certains villages comme Bareka, il y a des plantations de palmier à l'huile, une espèce locale (Diaw *et al.*, 2003). Les populations pratiquent également des activités de collecte telles que la chasse, la pêche et la récolte de produits forestiers non ligneux qui permettent de garantir un revenu aux familles (Stubina, 2002; Diaw *et al.*, 2003; Mbile *et al.*, 2005). Avant le décret du parc national, les trois villages localisés dans les limites de la réserve forestière pouvaient pratiquer la chasse, la pêche, la collecte de bois et de produits forestiers non ligneux (Mbile *et al.*, 2005). Aux alentours de l'aire protégée, on compte 23 autres villages composés de 2 700 personnes (Mbile *et al.*, 2005).

3.4.2 Gestion de l'aire protégée

Les autorités responsables de la gestion du parc national sont le gouvernement camerounais et l'organisme international du Fonds mondial pour la nature (WWF) (Protected Planet, 2014-2020c). Dans

les politiques mises en place lors de la création du parc national, il y a eu la criminalisation des activités de subsistance, empêchant ainsi les populations locales d'utiliser les ressources pour subvenir à leurs besoins (Diaw *et al.*, 2003). La présence des communautés locales dans les limites du parc est devenue illégale, car cela allait à l'encontre de l'objectif de conservation du parc national et les autorités du parc avaient jugé que la pratique d'activités de subsistance telles que l'agriculture et la chasse perturbaient les écosystèmes (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). Le gouvernement et les organismes partenaires ont donc mis en place en 1989, un projet d'expropriation et de réinstallation des communautés à l'extérieur de l'aire protégée (Malleson, 2002; Siewe *et al.*, 2017). Les autorités du parc ont contraint les populations à céder leurs terres et à sélectionner un lieu où vivre à l'extérieur des limites de l'aire protégée en échange de compensations (Siewe *et al.*, 2017).

Durant les onze années suivant le début du projet de réinstallation, les autorités du parc, les scientifiques et les populations locales se sont rencontrés pour discuter afin de trouver des sites avec des terres fertiles, un accès aux services de base tel que l'eau et également un accès aux routes pour se déplacer (Malleson, 2002). En 1990, un site localisé à huit kilomètres du parc national a été identifié comme favorable pour l'installation du village de Bakoko (Malleson, 2002). Cependant, les villageois de Bakoko et les députés locaux ont signé une pétition pour empêcher le déplacement du village dans le site qu'ils considéraient comme non adéquat pour la communauté en raison de sa localisation hors des terres ancestrales, par le manque d'accès à l'eau et par la nature pauvre du sol (Malleson, 2002). Ce n'est qu'en 2000, soit 10 ans plus tard, que le projet a réellement permis le déplacement d'un village qui a été relocalisé en dehors des limites du parc national avec un soutien financier et la construction de logements (Malleson, 2000; Tiani et Diaw, 2006). La réinstallation des autres villages localisés dans le parc n'a pas fonctionné, car les communautés et les autorités du parc ne se sont pas entendues sur des sites adéquats pour la relocalisation (Malleson, 2002). Certaines communautés se sont associées pour s'opposer au choix de site que proposaient les gestionnaires de l'aire protégée (Diaw *et al.*, 2003).

Pendant tout le processus pour relocaliser les villages hors de l'aire protégée, les habitants ont dû arrêter leurs activités commerciales telles que l'exploitation agricole en raison de l'interdiction d'utilisation des ressources dans le parc (Malleson, 2000; Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). En 2000, voyant que le projet de réinstallation avait échoué, certaines communautés ont recommencé à faire l'exploitation des ressources dans le parc (Malleson, 2000; Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). En signe de mécontentement, pour compenser les pertes encourues par l'arrêt des activités et pour provoquer les

gestionnaires de l'aire protégée, les populations de plusieurs villages ont décidé d'augmenter la superficie des cultures agricole dans le parc national (Siewe *et al.*, 2017). Les communautés ont implanté plusieurs nouvelles cultures permanentes telles que le cacao et le palmier à huile (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). Il y a également eu une augmentation de la pratique de la chasse pour le commerce de viande de brousse (Mbile *et al.*, 2005). Les communautés ont commencé à utiliser plus fréquemment des armes de gros calibre pour cibler les gros mammifères qui représentent plus de viande et donc plus de revenus (Mbile *et al.*, 2005). En réponse, les autorités du parc ont décidé d'augmenter le nombre de gardes-parc, le nombre de postes de contrôle pour la chasse et ils ont envoyé les gardes-parc dans les villages pour décourager la progression des cultures avec des menaces d'amendes (Siewe *et al.*, 2017).

3.4.3 Impacts environnementaux sur le parc et sur les primates

Dans l'étude de Mbile *et al.* (2005), tous les villageois questionnés ont affirmé utiliser les ressources naturelles dans le parc et hors des limites de leur village, malgré les interdictions émises par le décret du parc national. Les activités mentionnées par les communautés sont majoritairement la chasse et la cueillette de produits forestiers non ligneux (Mbile *et al.*, 2005). L'augmentation de la chasse pour le commerce de viande de brousse et l'introduction illégale depuis le Nigeria d'armes à feu de gros calibre qui augmentent l'efficacité de chasse (Mbile *et al.*, 2005), menacent plusieurs espèces dont des primates (Linder et Oates, 2011). Entre 1990 et 2004, il y a eu l'apparente extinction locale d'une espèce de primate dans la zone de Ikenge, localisée au nord dans le parc national, en raison de la pratique de chasse par les communautés, mais également par des personnes non natives de la région (Linder et Oates, 2011). Le drill, l'espèce qui n'a pas été inventoriée en 2004, est un primate de grande taille semi-terrestre, plus vulnérable à la chasse que les petits primates complètement arboricoles, d'où la possible raison de sa disparition (Linder et Oates, 2011). Le parc de Korup compte également quelques populations de chimpanzés (Stubina, 2002; Linder et Oates, 2011), qui sont aussi des primates de grande taille semi-terrestre et donc très vulnérables à la chasse. Si les communautés continuent de chasser de façon intensive dans le parc, à long terme cela pourrait menacer les populations de chimpanzés qui vivent dans la zone. L'étude de Waltert *et al.* (2002) appuie cette hypothèse en montrant une diminution de l'abondance de plusieurs espèces de primates dans les limites du parc liée principalement à la chasse, mais également à l'exploitation forestière. Dans les échantillonnages de 1997 et 1999, on a observé une diminution de la densité de chimpanzés dans les zones exploitées alors que cette variable est restée constante dans les zones sans exploitation (Waltert *et al.*, 2002). La même chose a été observée pour trois autres espèces de primates : le mangabey à collier (*Cercocebus torquatus*), le *Cercopithecus mona* et le moustac à oreilles

rousses (*Cercopithecus erythrotis*) (Waltert *et al.*, 2002). Les communautés locales de l'aire protégée, questionnées dans l'étude de Mbile *et al.* (2005), ont aussi révélé que le nombre d'observations et d'indices de présence de la faune avait diminué avec les années.

L'augmentation de la superficie des cultures agricoles et l'implantation de nouvelles cultures permanentes dans le parc, réalisées pour provoquer les gestionnaires suite au projet de relocalisation des communautés (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017), sont responsables de la destruction d'une partie de la forêt dans le parc de Korup. En 2000, 7.2% de la superficie du parc de Korup avait été déforesté, ce qui correspond à 995 hectares de forêts. En 13 ans, la superficie déforestée a augmenté de 761 hectares, ce qui correspond à une augmentation du taux de déforestation de 57%. Ainsi en 2013, 12.3 % de la superficie du parc était dégradée principalement en raison de l'expansion des cultures agricoles par les communautés dans les limites du parc (Siewe *et al.*, 2017).

3.4.4 Impacts économiques

Les communautés ont perdu beaucoup de revenus pendant le projet de relocalisation lié à l'arrêt des activités d'exploitation en raison de l'interdiction d'utiliser les ressources dans le parc. Par la suite, les stratégies employées et les activités commerciales réalisées par les communautés pour percevoir des revenus ont changé (Siewe *et al.*, 2017). Les communautés qui avaient peur des gardes-parc ont détourné la vente de la viande de brousse vers le Nigeria plutôt que vers les villages autour de Korup. En plus de se faire prendre moins facilement par les gardes-parc, le prix pour la viande est meilleur au Nigeria (Siewe *et al.*, 2017). Certaines familles qui ne voulaient pas être sanctionnées en pratiquant la chasse ont simplement changé d'activité économique en passant à l'agriculture, plus particulièrement à des cultures de rente (Diaw *et al.*, 2003; Mbile *et al.*, 2005), telle que le cacao qui permet de recevoir un revenu beaucoup plus élevé que les cultures traditionnelles en raison de son prix sur le marché mondial (Siewe *et al.*, 2017).

3.4.5 Impacts sociaux et culturels

Le fait de ne pas intégrer les communautés vivant dans le parc à sa gestion a engendré une destruction des bonnes relations entre le gouvernement, les populations indigènes et les administrateurs du parc (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). Pour démontrer leur insatisfaction, les communautés locales ont créé des associations (Mbile *et al.*, 2005), elles ont refusé de prendre part aux réunions et aux activités planifiées par les administrateurs, en plus de limiter l'accès des gardes-parc à différentes zones des villages

(Mbile *et al.*, 2005; Siewe *et al.*, 2017). Dans le village de Bakoko, des attaques contre les gardes-parc ont été faites, et avec le stress engendré par le projet de relocalisation, une augmentation de la consommation d'alcool chez les jeunes a été observée (Malleson, 2002). Avec l'augmentation des comportements négatifs de la population, les gestionnaires ont décidé d'accroître le nombre de gardes-chasses et de postes de garde, ce qui a eu pour effet d'augmenter les conflits (Mbile *et al.*, 2005; Siewe *et al.*, 2017). Les indigènes ne reconnaissent pas l'autorité des gardes-parc qui, d'après eux, n'ont pas les connaissances techniques, culturelles et historiques sur les ressources qui les entourent pour pouvoir bien faire leur travail (Mbile *et al.*, 2005). Les communautés se sentent abandonnées par le gouvernement, ce qui nuit aux interactions sociales avec le personnel du parc (Diaw *et al.*, 2003).

Pour compenser les pertes financières encourues avec l'arrêt des activités d'exploitation lors du projet de réinstallation des communautés locales, celles-ci ont exploité de plus grandes superficies de cultures agricoles et ont changé pour des cultures de rente plus rentables économiquement (Siewe *et al.*, 2017). Ainsi, pour subvenir à leurs besoins, les communautés ont commencé à pratiquer à plus grande échelle l'agriculture commerciale avec des plantations comme le cacao et le palmier à l'huile, plutôt que la chasse et l'agriculture de subsistance, ce qui a entraîné des changements dans les moyens de subsistance et l'utilisation traditionnelle de la terre (Stubina, 2002; Diaw *et al.*, 2003; Mbile *et al.*, 2005). À long terme, cela engendre un changement dans le mode de vie traditionnel et la culture des communautés en bordure du parc, ce qui affecte directement l'identité culturelle de ces communautés (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017).

L'approche de gestion de ce parc est de type quasi exclusif, ce qui implique l'absence ou la faible participation des communautés locales dans les prises de décisions et de gestion du parc national (Mbile *et al.*, 2005). Les communautés n'ont pas eu la possibilité de négocier avec le gouvernement pour le projet de réinstallation des villages et pour ce qui concerne la gestion du parc, ce qui a entraîné le mécontentement des villageois (Mbile *et al.*, 2005). Les autorités du parc n'ont jamais eu l'intention de faire participer les communautés locales dans la gestion, et voulaient qu'elles quittent la zone pour empêcher toute activité anthropique dans l'aire protégée (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017). La légitimité et le rôle que peuvent avoir les communautés dans l'aire protégée n'ont jamais été reconnus par les autorités du parc (Malleson, 2002). Cela a affecté les relations sociales entre les communautés et l'administration du parc (Diaw *et al.*, 2003; Siewe *et al.*, 2017), en plus d'affecter de façon négative les populations animales (Waltert *et al.*, 2002; Linder et Oates, 2011). Cette étude de cas est un exemple de

l'inefficacité des aires protégées pour la conservation des écosystèmes sans l'appui des communautés locales.

Chapitre 4

Stratégies pour concilier la conservation des primates et le développement des populations locales

Les stratégies de conservation déployées par les administrateurs des parcs nationaux des quatre études de cas du chapitre 3 ont permis, dans certains cas, de diminuer les activités illégales ou d'améliorer la conservation des grands singes menacés dans ces aires protégées. C'est le cas des parcs nationaux de Lobéké et de Bwindi. Ces effets positifs sont liés au fait que les habitants des populations locales ont été intégrés dans les activités de gestion de ces parcs. À l'inverse, l'absence ou la faible participation des populations locales a affecté de façon négative la conservation à long terme des espèces de grands singes dans les parcs nationaux de Cross River et de Korup. Ainsi, dans ce dernier chapitre, à partir de l'analyse des études de cas, des solutions sont proposées pour favoriser l'implication des communautés locales dans la gestion des aires protégées afin d'améliorer l'efficacité des stratégies de conservation des quatre grands primates en Afrique subsaharienne.

4.1. Analyse des études de cas d'inclusion et d'exclusion des communautés locales dans les aires protégées

L'analyse des quatre études de cas met en lumière le fait que les populations locales subissent des effets négatifs, mais aussi potentiellement positifs lors de l'instauration d'une aire protégée à proximité ou dans leur territoire (tableau 4.1; tableau 4.2). Lors du décret d'une aire protégée, les populations locales perdent l'accès aux ressources, l'accès à la terre et ils se voient interdire l'utilisation des ressources naturelles dans l'aire protégée. Cette interdiction oblige les communautés à utiliser des ressources alternatives pour subvenir à leurs besoins. Lors d'une perte d'accès aux ressources, les populations locales peuvent chercher à avoir un accès contrôlé pour subvenir à leurs besoins au moyen d'ententes avec les autorités des parcs. Évidemment, ces pertes d'accès nuisent au développement ainsi qu'au fonctionnement économique et socioculturel des communautés, en plus d'affecter de façon négative leur perception et leur soutien aux aires protégées. Ces effets négatifs ont comme conséquence des activités qui s'assimilent à des représailles, tel qu'il a été observé dans les études de cas. Certaines aires protégées sont victimes d'une augmentation du braconnage et de la déforestation qui dégradent l'écosystème et affectent la survie des espèces, entre autres celle des grands primates. Certaines activités comme la chasse

et l'agriculture sont devenues illégales avec la création des aires protégées, mais si elles sont pratiquées de façon durable, elles ne menaceront pas nécessairement la faune et la flore.

Comme il a été montré dans le parc national de Bwindi et le parc national de Lobéké, plusieurs actions peuvent être mises en place pour diminuer les impacts négatifs des aires protégées et les menaces qui pèsent sur les ressources naturelles en favorisant la participation des communautés locales dans la gestion et les activités de conservation de ces aires. Des parcs ont fait participer les populations dans des activités de substitution pour les inciter à utiliser des ressources alternatives, dans le suivi et la gestion des espèces sauvages, dans des activités touristiques en tant que guide, dans des formations techniques sur la gestion financière, le développement de projet et dans les plans de gestion. Ces deux études de cas permettent d'appuyer l'hypothèse que l'efficacité de la conservation des aires protégées dépend de l'implication des communautés dans leur gestion (Hackel, 1999; Synge et Howe, 1999; Barrow et Fabricius, 2002; Brown, 2003; Pretty et Smith, 2004; Struhsaker *et al.*, 2005; Reed, 2008).

Ainsi, à partir d'observations faites lors de l'analyse des quatre cas de parcs nationaux, des recommandations peuvent en être tirées dont l'implantation favorisera l'intégration et le soutien des communautés dans la conservation de la biodiversité (tableau 4.1; tableau 4.2). Ces propositions permettent de diminuer les effets négatifs, que subissent les communautés locales par l'installation d'aires protégées en plus d'engendrer des effets positifs à court et à long terme pour les communautés et la conservation des aires protégées et des grands singes.

Tableau 4.1 Synthèse des conséquences négatives de l'implantation d'aires protégées sur les communautés locales, les actions à mettre en place pour contrer ces conséquences et les impacts à court et à long terme de ces actions sur les aires protégées et la conservation des grands primates

Conséquences négatives	Actions de mitigation des impacts	Impacts à court terme	Impacts à long terme
<p>Perte d'accès à la terre dans les APs</p> <p>Perte d'accès aux ressources naturelles dans l'AP</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Perte des moyens de subsistance ▪ Perte des activités culturelles traditionnelles 	<p>Récolte contrôlée de ressources naturelles dans des zones spécifiques (zone tampon et zone à usage multiple)</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Plantes médicinales ▪ Produits forestiers non ligneux ▪ Bois ▪ Protéines animales (chasse et pêche) d'espèces abondantes <p>Création de comités de gestion formés de membres des communautés</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gestion de l'utilisation des ressources par les communautés ▪ Réalisation de plans de gestion concertés ▪ Organisation de rencontres avec les autorités du parc ▪ Respect des règlements liés à l'aire protégée ▪ Participation dans tous les projets <p>Suivis participatifs par les communautés</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Inventaire et recensement des espèces sauvages ▪ Suivi des populations animales 	<p>Moyen de subsistance pour les populations locales</p> <p>Apport en protéine animale</p> <p>Conservation de la culture locale et du mode de vie traditionnel</p> <p>Diminution de la pratique d'activités illégales (déforestation, braconnage)</p>	<p>Permettre une gestion des populations animales</p> <p>Diminution de l'épuisement des ressources naturelles</p> <p>Diminution de la dégradation, de la perte et de la fragmentation des habitats</p> <p>Augmentation des populations animales</p> <p>Meilleure acceptation et soutien des populations locales</p>

Conséquences négatives	Actions de mitigation des impacts	Impacts à court terme	Impacts à long terme
	<ul style="list-style-type: none"> Gestion des populations animales 		
<p>Interdiction d'utilisation et d'exploitation des ressources naturelles dans l'AP</p> <ul style="list-style-type: none"> Perte des moyens de subsistance Perte des activités culturelles traditionnelles <p>Affaiblissement des supports de vie causé par la forte dépendance aux ressources naturelles</p>	<p>Développement d'activités de substitution avec des ressources alternatives</p> <ul style="list-style-type: none"> Plantation de bois de fourrage, de chauffage, pépinières Élevage d'animaux Potagers <p>Formation d'associations de femmes et d'associations d'hommes</p> <ul style="list-style-type: none"> Rencontres avec les autorités du parc Ciblage et choix des activités de substitution Participation aux activités de substitution 	<p>Moyens de subsistance pour les populations locales</p> <p>Apports en protéine animale</p> <p>Diminution des pratiques illégales (coupes d'arbres, braconnage)</p> <p>Diminution de la dépendance aux ressources naturelles</p>	<p>Diminution de la dégradation, de la perte et de la fragmentation des habitats</p> <p>Diminution de l'épuisement des ressources naturelles</p> <p>Augmentation des populations animales et végétales</p> <p>Amélioration des supports de vie</p>
<p>Interactions négatives entre les communautés locales et les espèces sauvages</p> <ul style="list-style-type: none"> Pertes de productivité dans les cultures et d'animaux dans les élevages Persécution des espèces qui causent des pertes 	<p>Suivis participatifs par les communautés</p> <ul style="list-style-type: none"> Suivi des populations animales Participation à la gestion des ressources animales <p>Formations des communautés sur les aspects liés aux échantillonnages, suivi et gestion des ressources naturelles</p> <ul style="list-style-type: none"> État des populations animales Méthodes de gestion des populations 	<p>Permettre d'avoir un suivi de l'état des populations animales</p> <p>Permettre la participation aux décisions concernant la gestion des populations</p> <p>Diminution de la persécution des espèces nuisibles qui causent des pertes</p>	<p>Diminution des pertes économiques des populations locales liées à la destruction des cultures</p> <p>Meilleure tolérance des espèces de la faune</p> <p>Augmentation du niveau de soutien des populations locales dans la conservation</p> <p>Augmentation ou stabilisation des populations animales</p>

Conséquences négatives	Actions de mitigation des impacts	Impacts à court terme	Impacts à long terme
<p>Interdiction de pratique d'activités économiques dans les APs</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Chasse pour le commerce de viande de brousse ▪ Agriculture ▪ Exploitation forestière ▪ Récolte de produits forestiers non ligneux <p>Diminution des superficies disponibles pour les activités économiques</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Agriculture ▪ Exploitation forestière 	<p>Activités de tourisme communautaire</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Visite des villages ▪ Visite des maisons typiques ▪ Visite de lieux culturels ▪ Présentation des systèmes agricoles traditionnels ▪ Vendre d'articles d'artisanats ▪ Présentation de danses traditionnelles <p>Coopératives d'artisanats</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Fabrication et vente de produits artisanaux aux touristes <p>Coopérative ou association de guides locaux</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Visites d'observation des espèces sauvages dans l'aire protégée avec les touristes 	<p>Création d'emploi pour les populations locales</p> <p>Revenu pour les populations locales</p> <p>Revenus disponibles pour le développement des villages</p> <p>Diminution de la dépendance aux ressources naturelles</p>	<p>Diminution des activités économiques illégales comme le braconnage pour le commerce de viande de brousse</p> <p>Augmentation ou stabilisation des populations animales</p> <p>Meilleure qualité de vie des communautés locales</p>

Tableau 4.1 Synthèse des conséquences positives de l'implantation d'aires protégées sur les communautés locales, les actions de maintien de ces impacts positifs et les impacts à court et à long terme de ces actions sur les aires protégées et la conservation des grands primates

Conséquences positives	Actions de maintien des impacts	Impacts à court terme	Impacts à long terme
<p>Développement des villages par la construction d'infrastructure et l'accès aux services de base</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Centre de santé ▪ École ▪ Route ▪ Accès électricité et eau ▪ Achat médicaments et équipements médicaux 	<p>Coopérative ou comités avec des membres des communautés</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Développement de petites infrastructures <p>Engagement de membres des communautés pour la construction des infrastructures</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Travail conjointement avec le personnel du parc dans la construction 	<p>Amélioration des infrastructures des villages</p> <p>Augmentation de l'accès aux services de base : électricité, eau, santé, éducation</p> <p>Permettre le développement d'infrastructure pour les activités économiques (tourisme)</p>	<p>Amélioration de la santé et de l'assainissement dans les villages</p> <p>Meilleure qualité de vie des communautés locales</p> <p>Opportunités de développement d'activités touristiques</p>
<p>Éducation à la conservation et à l'environnement</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Sensibilisation à la conservation ▪ Sensibilisation à l'importance des primates <p>Formation technique</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Gestion financière, organisationnelle et technique ▪ Inventaire et suivi des ressources naturelles 	<p>Clubs de conservation dans les écoles primaires et secondaires</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Éducation environnementale des jeunes ▪ Sensibilisation des jeunes à l'importance de la conservation <p>Ateliers et séminaires avec les jeunes des écoles et présentation de ces séminaires aux membres de la communauté</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Éducation environnementale de la communauté ▪ Sensibilisation de la communauté à l'importance de la conservation <p>Rencontres et présentations aux communautés sur</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Importance de la biodiversité 	<p>Augmentation des attitudes et des perceptions positives envers la conservation et des aires protégées</p> <p>Amélioration des connaissances des communautés sur leurs droits et obligations lors de l'installation des aires protégées</p> <p>Opportunités de modes de vie différents</p> <p>Opportunités de développer des capacités</p>	<p>Attitudes positives et tolérance envers les espèces fauniques</p> <p>Augmentation du niveau de soutien des populations locales pour la conservation</p> <p>Augmente la participation des communautés (implication dans les décisions de gestion de la conservation)</p> <p>Offre la possibilité aux communautés de faire des choix</p>

Conséquences positives	Actions de maintien des impacts	Impacts à court terme	Impacts à long terme
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stratégies de conservation ▪ Menaces qui touchent l'aire protégée 		

4.2. Recommandations pour le soutien et la participation des communautés locales dans la conservation des grands primates dans les aires protégées en Afrique subsaharienne

Afin que les efforts de conservation des grands singes soient les plus optimaux possible, plusieurs stratégies doivent encore être mises en place en parallèle pour diminuer les menaces qui pèsent sur les aires protégées, pour améliorer la gestion et pour répondre aux besoins des communautés locales en matière de développement humain. Pour ce faire, l'adhésion des communautés dans la conservation de la biodiversité des aires protégées dépend de trois principaux facteurs : le niveau de participation des populations dans la gestion et les activités quotidiennes des APs, l'accès à une utilisation durable des ressources naturelles et finalement les avantages et services dont bénéficient les communautés locales avec l'installation des zones protégées.

4.2.1 Conservation des ressources naturelles par une utilisation durable

Des droits d'accès aux ressources naturelles dans les aires protégées ou aux alentours sont essentiels pour les communautés locales qui dépendent de ces ressources pour subvenir à leurs besoins (Ite et Adams, 2000; Plumptre *et al.*, 2004; Usongo et Nkanje, 2004; Andrade et Rhodes, 2012; Siewe *et al.*, 2017). Ces activités de récoltes font également partie du mode de vie traditionnel et de la culture des communautés (Cunningham, 1996; Hamilton *et al.*, 2000; Korbee, 2007; Baker *et al.*, 2012), d'où la nécessité de conserver ces pratiques ou de les adapter. Lorsque les communautés ont accès aux ressources naturelles, elles développent un sentiment d'appropriation et elles sont plus enclines par la suite à protéger ces ressources contre toutes perturbations (Horowitz, 1998; Pretty et Smith, 2004) qu'elles proviennent de la communauté elle-même ou des étrangers, améliorant ainsi la conservation de l'écosystème.

Pour assurer une exploitation durable des ressources, celle-ci doit être contrôlée et réglementée dans des zones particulières, bien délimitées. Une des options qui permettrait aux communautés d'avoir accès aux ressources sans nuire à la conservation des aires protégées est l'installation de zones tampons autour des parcs nationaux. Les zones tampons sont des terres adjacentes aux aires protégées qui assurent une protection de l'écosystème et offrent des avantages et des services aux populations locales avoisinantes (MacKinnon *et al.*, 1986). À l'intérieur de ces zones, l'exploitation durable des ressources naturelles est permise pour les communautés locales (MacKinnon *et al.*, 1986; Wells et Brandon, 1993). Les activités saisonnières qui seraient autorisées dans les zones tampons vont dépendre des besoins de subsistance des populations locales, et réfèrent généralement à la chasse, la pêche, la récolte de produits forestiers non ligneux (comme des fruits), de plantes médicinales et de bois (MacKinnon *et al.*, 1986; Wells et

Brandon, 1993). Des activités de recherche, de formation et de tourisme pourraient également être effectuées dans ces zones.

L'objectif principal visé par la mise en place de zones tampons est d'offrir une meilleure protection des aires protégées en interdisant l'exploitation des ressources naturelles dans les limites de l'aire, tout en permettant une utilisation durable des ressources animales et végétales par les communautés locales en bordure pour répondre à leurs besoins de subsistance et pour assurer la continuation du mode de vie traditionnel par la pratique des activités culturelles telles que la chasse et la récolte de plantes médicinales. En absence d'habitations et de plantations agricoles dans ces zones, cela va permettre aux communautés d'être plus protégées contre la destruction des cultures par les animaux sauvages que si les plantations se situaient directement en bordure des parcs (Caldecott, 2009). Donc, la présence de zone tampon pourrait également permettre une diminution des interactions négatives entre les humains et les primates en offrant une certaine protection aux communautés locales face à la déprédation.

Au Népal, la plupart des aires protégées possèdent des zones tampons autour des parcs nationaux (Budhathoki, 2004). Selon cet auteur, en 1996, le pays a même mis en place une réglementation par rapport à ces zones tampons en plus de lignes directrices que les aires protégées doivent suivre. Les zones tampons au Népal servent à améliorer la conservation des aires protégées tout en permettant aux communautés de continuer à subvenir à leurs besoins (Budhathoki, 2004). Ces sites agissent également comme zone de transition ce qui diminue les impacts de la destruction des cultures par les espèces sauvages. La conservation et la gestion des ressources des zones tampons au Népal sont effectuées avec une approche communautaire qui comprend des partenariats avec les communautés et les organismes locaux (Budhathoki, 2004). Ainsi, la gestion et le développement d'activités de substitution pour diminuer la dépendance aux ressources se font conjointement avec les populations locales.

Le degré d'implication des communautés locales dans la gestion des aires protégées agit directement sur le niveau d'acceptation des populations face aux règlements liés à la conservation des APs (Pretty et Smith 2004; Andrade et Rhodes, 2012). De ce fait, les populations locales doivent le plus possible participer dans les différentes activités (gestion des stratégies de conservation, activités de développement et gestion des ressources naturelles) des aires protégées pour augmenter leur acceptation et leur adhésion (Wells et Brandon, 1993; Pretty et Smith, 2004; Andrade et Rhodes, 2012), ce qui aura un impact favorable sur la conservation de la biodiversité des aires protégées. Pour faire participer les communautés locales dans les

zones tampons, il est possible de former des comités de gestion qui seront responsables de gérer ces zones en collaboration avec les autorités du parc. Les comités seraient formés de membres des différentes communautés qui vivent en bordure de l'aire protégée. Les participants des comités peuvent être élus dans les villages ou être choisis sur une base de volontaire. Les comités de gestion pourraient participer dans toutes les phases des projets de conservation et dans le développement de plans de gestion pour la zone tampon. Les gestionnaires des aires protégées doivent recueillir de l'information auprès de ces comités pour évaluer leurs besoins et la pertinence de réaliser les différents projets de conservation ou de développement (Wells et Brandon, 1992). Plusieurs consultations doivent être effectuées par les gestionnaires avec les communautés locales durant toute la durée de réalisation des projets pour permettre à ces derniers d'interagir et de fournir leur opinion durant toute la conception (Wells et Brandon, 1992). Ces échanges vont permettre à la population de participer à la prise de décisions, leur assurant ainsi un niveau de contrôle plus grand dans les projets (Wells et Brandon, 1992). Les comités servent d'indicateur aux autorités du parc concernant ce qui se passe sur le terrain dans l'aire protégée et dans la zone tampon. Ces comités permettent d'harmoniser les activités et interventions dans la zone tampon avec les attentes et les besoins des communautés locales.

La présence de comités de gestion dans les aires protégées pour intégrer les communautés se fait dans plusieurs pays. Le parc national de la Marahoue en Côte-d'Ivoire (Francis, 2014) et l'aire marine protégée communautaire de Velondriake à Madagascar (Harris, 2007) ont des communautés locales qui ont mis en place des comités de gestion. Dans les deux cas, ce sont des comités formés uniquement de membres des populations locales qui vivent dans les villages en bordure des aires protégées (Harris, 2007; Francis, 2014). À Marahoue, six comités sont responsables de la gestion du parc national et de la zone périphérique (Francis, 2014). Tous les membres des comités ont reçu une formation de la part de la Wild Chimpanzee Foundation (WCF) (Francis, 2014). À Velondriake, il y a un comité formé de membres de trois villages localisés en bordure de l'aire marine (Harris, 2007). Ces comités sont responsables de gérer l'utilisation des ressources par les communautés, de faire respecter les règlements liés à l'aire protégée et de participer dans tous les projets développés par les autorités des aires protégées (Harris, 2007; Francis, 2014).

Dans la zone tampon, les communautés locales peuvent également participer à la gestion des ressources naturelles à partir de suivis participatifs des populations animales. Ces suivis consistent à mettre les membres de la communauté responsables de la collecte de donnée sur l'observation des espèces

sauvages. D'abord, les communautés, conjointement avec les autorités du parc, vont déterminer des espèces cibles pour lesquelles il faudra noter les observations ou les signes de présence. Par la suite, les villageois volontaires vont, lors de leurs activités quotidiennes, observer et noter la présence de ces espèces dans la zone tampon en précisant l'habitat où elles ont été observées et certaines autres variables nécessaires au suivi des populations animales. Finalement, les observateurs vont comptabiliser ces informations qui pourront être partagées lors des rencontres de villages. Un responsable de l'aire protégée viendra aux rencontres pour noter les informations récoltées par les villageois et compiler le tout.

Ce type de suivi conjoint a déjà été observé dans des villages dans le parc national de Phou Hin Poun et dans la zone nationale de conservation de la biodiversité de Xe Pian, tous deux au Laos (Steinmetz, 2000). Dans ces villages, les communautés doivent lors de leur sortie en forêt noter les indices de présence de quatre à dix espèces d'oiseaux et de mammifères préalablement sélectionnées avec les autorités des parcs (Steinmetz, 2000). Toutes les données récoltées lors de ces sorties sont compilées dans des journaux de bord. Chaque village possède son propre journal. Chaque mois, lors des rencontres de village, un membre du personnel de l'aire protégée vient compiler les informations des journaux de bord et discuter avec les villageois de leurs observations (Steinmetz, 2000). Avant de permettre aux villageois de participer à ces suivis, les autorités du parc se sont assurées des compétences d'identification des villageois afin d'avoir le moins de biais possible dans les observations (Steinmetz, 2000). Des rencontres entre les communautés et le personnel du parc ont été nécessaires pour présenter des tableaux et des fiches qui décrivaient les informations et les variables que les villageois devaient prendre en note sur le terrain (Steinmetz, 2000). Ce programme de suivi participatif favorise la communication entre les membres des communautés et les autorités des parcs. Ce type de suivi assure une participation directe des populations locales dans la gestion des ressources et offre des informations de base sur l'état des populations animales. En faisant les observations directement sur le terrain, les communautés vont se sentir plus impliquées dans l'état de ces populations et donc plus enclines à modifier leur comportement pour diminuer les menaces anthropiques qui pèsent sur ces espèces. Les conflits entre les communautés locales et les espèces sauvages peuvent être diminués si une bonne gestion des populations animales est faite après les suivis. Cela permettrait de diminuer les pertes de productivité dans les cultures, les pertes d'animaux dans les élevages et la persécution des espèces qui causent les destructions de culture.

Depuis plusieurs années, l'installation en Afrique de zones tampons autour des parcs nationaux est une stratégie utilisée pour améliorer la protection de ces aires protégées (Wells et Brandon, 1993; Neumann,

1997). Elle est considérée comme la solution idéale pour la protection de la biodiversité sur ce continent (Wells et Brandon, 1992; Neumann, 1997). Cependant, avec la densité humaine élevée en bordure de la plupart des aires protégées en Afrique (Estrada, 2013; Chardonnet, 2019), l'installation de zones tampons *sensu stricto* autour des limites des parcs n'est pas toujours possible. Dans ce cas, la mise en place de zones à usage multiple dans les limites des aires protégées pourrait être une autre solution pour permettre le prélèvement des ressources naturelles par les communautés locales. Ces zones peuvent être gérées de la même façon que les zones tampons pour satisfaire aux besoins de subsistance des populations locales et permettre également de fournir des produits qui pourront être transformés ou vendus (Wells et Brandon, 1993). Dans le cas des zones à usages multiples situées directement dans les aires protégées, il faut sélectionner des emplacements en dehors des territoires des grands singes et où l'exploitation des ressources aura le moins d'effets négatifs possible sur la conservation du milieu et des espèces.

4.2.2 Avantages et services des APs dont bénéficient les communautés locales

Les avantages dont les populations locales peuvent bénéficier avec les aires protégées sont d'ordre : (1) social avec le développement des infrastructures des villages, des programmes d'éducation, de formations techniques et une assistance dans les systèmes d'exploitation et (2) économique avec le développement du tourisme, qui permet d'offrir des emplois, donc des salaires et des revenus aux communautés locales.

Amélioration des infrastructures et accès aux services de base

La mise en place d'une aire protégée peut amener des avantages aux communautés comme la construction d'infrastructure et l'accès à des services de base comme l'eau, l'électricité et les soins de santé. Ces avantages sont possibles lorsqu'un montant des revenus du parc ou des activités touristiques est alloué au développement des villages avoisinants. L'accès à l'eau potable, aux soins de santé et à l'éducation n'est pas toujours possible dans les communautés africaines (Ite, 1996; Ite et Adams, 2000; Plumptre *et al.*, 2004; Olupot *et al.*, 2009; Blomley *et al.*, 2010; Ezebilo et Mattsson, 2010b). L'accès à tous ces éléments permet d'améliorer la qualité de vie au quotidien et le niveau de capacité des populations humaines locales réduisant ainsi le niveau de pauvreté dans les villages (Bajracharya *et al.*, 2006).

Pour permettre de maintenir ces avantages et de faire participer les communautés locales, la création de coopératives ou de comités avec des membres des villages est une option. Avec ces comités et coopératives et l'aide financière d'organismes, les populations locales peuvent entreprendre des projets tels que la construction et le développement de petites infrastructures comme cela a été fait au Rwanda

dans le parc national de Nyungwe (Umuziranenge, 2019). Des communautés ont pu, avec leur coopérative et le soutien financier de l'organisme Rwanda Development Board (RDB), faire la construction de toilettes publiques et d'un centre touristique qui permet d'accueillir les touristes dans le parc national (Umuziranenge, 2019). Ce sont les membres de la coopérative qui ont fait la construction de ces infrastructures, le projet a donc été complètement géré et effectué par les communautés locales elles-mêmes (Umuziranenge, 2019). La formation de coopératives et comités permettrait également aux communautés d'avoir des rencontres avec les autorités des parcs pour discuter des besoins et des attentes des villageois en ce qui concerne le développement de leur village. Les parcs pourraient identifier plus facilement les infrastructures ou services les plus nécessaires à développer dans tous les villages. Sinon, les populations peuvent aussi s'impliquer directement en aidant et participant avec le personnel des aires protégées à la construction des infrastructures. Les parcs peuvent engager des locaux comme personnel responsable de la construction et du développement des infrastructures dans l'aire protégée et dans les communautés.

Programme d'éducation et de formation

L'éducation des communautés locales à la conservation de la biodiversité et à l'importance des primates est une des stratégies les plus importantes pour la survie des grands singes. Tous les intervenants dans les aires protégées, en particulier les populations locales, doivent être sensibilisés et posséder une bonne compréhension de l'objectif et du fonctionnement des méthodes de conservation des aires protégées. L'éducation de ces communautés peut aussi permettre de changer leurs attitudes et relations face à la conservation des grands primates dans les écosystèmes (Pretty et Smith, 2004; Andrade et Rhodes, 2012) et également avec leur milieu environnant.

Les communautés locales pourraient mettre sur pied des clubs de conservation dans les écoles primaires et secondaires des villages. Ces clubs permettraient de faire de l'éducation environnementale auprès des jeunes et de les sensibiliser à l'importance de la conservation. Les clubs pourraient organiser des débats entre les différentes écoles pour motiver les étudiants aux questions environnementales importantes liées au parc national. Les groupes de conservation pourraient également préparer des ateliers et des séminaires avec les jeunes des écoles et présenter ces séminaires devant les membres de la communauté pour sensibiliser la population. Les séminaires devraient être sur des sujets qui touchent la communauté comme le tourisme, les méthodes d'exploitation agricole durable, les espèces de grands singes qui vivent dans le parc et autres problématiques locales. Avec la collaboration de plusieurs villages autour d'une aire

protégée, les communautés pourraient créer un groupe de conservation. Ce groupe pourrait faire des rencontres mensuelles dans les villages pour discuter de l'importance de la biodiversité, des stratégies de conservation mises en place dans l'aire protégée, mais également parler des menaces qui touchent l'aire protégée et les actions que les gens des villages pourraient faire en tant que stratégies de conservation.

Des programmes d'éducation communautaires similaires ont été développés sur les îles Raja Ampat en Indonésie pour sensibiliser les gens à l'importance de la conservation des deux zones marines protégées situées autour de ces îles (Leisher *et al.*, 2012). Dans les villages, un journal qui parlait des différents thèmes environnementaux et de conservation a été publié, des programmes de sensibilisation dans les écoles avec l'aide des enseignants ont été développés et un réseau de conservation responsable de la diffusion dans les villages de l'information sur l'importance de la conservation des zones marines a été mis en place (Leisher *et al.*, 2012). Ces activités d'éducation ont également permis la mise en place dans les villages de règlements locaux pour protéger et gérer les ressources marines (Leisher *et al.*, 2012). Ces programmes d'éducation permettent donc l'acquisition de compétences, d'expérience et de connaissances, ce qui renforce la capacité des individus dans les communautés. Avec tous ces programmes, les populations locales auront une meilleure compréhension des bénéfices et de l'importance qui découlent de la conservation des aires protégées et seront plus enclines à participer aux projets et stratégies de protection de la biodiversité. Ce qui serait aussi important que l'éducation des populations locales c'est la formation d'enseignants et de personnes qui ont des connaissances en pédagogie, ayant une bonne capacité de communiquer les problèmes environnementaux que vivent les aires protégées et les solutions possibles vers lesquelles les communautés peuvent se tourner.

Pour augmenter la possibilité de participation des communautés dans les différentes tâches liées à la gestion des aires protégées, il faut aussi construire et renforcer les capacités des populations locales à l'aide de formations techniques. Des formations sur tous les aspects de gestion : financière, logistique, technique et sur la planification, seraient importantes pour les membres de la communauté qui veulent s'impliquer dans les activités de gestion de l'aire protégée comme dans des comités de gestion. Des formations sur les aspects liés à l'inventaire et le suivi des ressources naturelles pourraient également être données aux populations locales. Avec ces enseignements, les membres des communautés vont pouvoir faire des suivis et des évaluations des populations animales dans les APs. Ces suivis vont donner l'état des populations animales, ce qui va permettre l'élaboration de méthodes participatives de gestion des populations dans le but de diminuer les interactions négatives entre humains et primates. Ces formations

vont permettre aux communautés de devenir responsables de la gestion des ressources, car ils vont voir directement l'évolution de l'état des ressources naturelles dans le parc et cela va les sensibiliser à une utilisation plus durable de ces ressources.

Les communautés en bordure du parc national de Luangwa Sud en Zambie ont reçu une formation de ce type pour que certains membres deviennent employés par ce parc en tant que gestionnaires de la faune (Lewis *et al.*, 1990). Ce sont des hommes âgés de 20 à 35 ans, habitant dans les villages en bordure de l'aire protégée qui ont été sélectionnés pour recevoir cette formation (Lewis *et al.*, 1990). Ils ont été engagés pour réaliser plusieurs tâches telles que l'inventaire et le recensement des espèces animales, faire appliquer les lois aux membres des communautés et la rédaction de rapports avec les données récoltées (Lewis *et al.*, 1990). Les villageois ont été formés pendant six mois et supervisés par le Service national des parcs et de la faune de Zambie (NPWS) ce qui a permis aux responsables du parc de s'assurer du niveau élevé d'efficacité et de fonctionnement de la part de ces employés (Lewis *et al.*, 1990). En employant des membres des communautés avoisinantes, cela a permis d'offrir des emplois annuels, un revenu aux familles et d'augmenter les capacités individuelles de ces membres (Lewis *et al.*, 1990).

Assistance dans les systèmes d'exploitation des ressources naturelles

Pour diminuer les pressions anthropiques sur les ressources naturelles dans les limites des parcs, le développement d'activités de subsistance à partir de ressources naturelles alternatives à celles utilisées dans les limites de l'aire protégée ou dans les zones tampons est une solution. Avant de mettre en place les activités de substitution, les autorités du parc doivent discuter avec les communautés locales pour déterminer leurs profils et évaluer leur dépendance aux ressources qui se trouvent dans l'aire protégée. Il faut tenir compte des pertes et des coûts liés à l'aire protégée pour bien déterminer les activités qui pourront compenser ces pertes. La formation de groupes responsables des activités de subsistance alternatives est une solution pour faire participer les communautés, mais également pour s'assurer du succès de ces activités. En fonction des cultures locales, un groupe de femmes et un groupe d'hommes de chacun des villages en bordure de l'aire protégée peuvent être formés. Ces groupes vont pouvoir faire des rencontres et échanger avec les autorités du parc sur les activités de subsistance traditionnelles, les connaissances qu'ils ont sur les différents systèmes d'exploitation et les besoins des communautés. Cela va permettre d'identifier l'utilisation qui était faite des ressources pour offrir des substituts qui répondent à ces besoins. Par exemple, les communautés qui utilisent du bois de feu et du bois pour la construction des habitations vont pouvoir avoir des plantations d'espèces pertinentes et des pépinières à proximité des

villages. Les populations qui pratiquent l'agriculture vont se voir offrir des activités de substitution comme des cultures telles que le millet, le maïs, la patate, le riz et des arbres fruitiers qui seront plantés en terres coutumières.

Un exemple de l'assistance dans la gestion des ressources naturelles seraient les communautés en bordure de la réserve de biosphère de la Pendjari au nord du Bénin. Ce sont des communautés agricoles pour lesquelles l'agriculture est une activité économique qui leur permet de subvenir à leurs besoins (Vodouhê *et al.*, 2010). Le personnel du parc avec l'aide de l'Association villageoise pour la gestion des réserves de faune (AVIGREF) a mis en place un projet d'agriculture biologique près des villages pour offrir une activité alternative à l'exploitation des ressources du parc (Vodouhê *et al.*, 2010). L'AVIGREF est une association formée de membres des villages en bordure du parc de la Pendjari qui conjointement avec les autorités de l'aire protégée est responsable de la gestion des ressources dans la zone (Vodouhê *et al.*, 2010). Ce projet permet aux communautés de subvenir à leurs besoins, mais également de générer des revenus pour les villages sans menacer la faune et la flore de l'aire protégée (Vodouhê *et al.*, 2010). Dans ce cas, c'est la collaboration entre l'association villageoise et le personnel du parc qui a permis de sélectionner une activité alternative adéquate pour les communautés de cette zone et à long terme augmenter les chances de succès de ce projet (Vodouhê *et al.*, 2010).

L'assistance dans les systèmes d'exploitation des ressources naturelles fait en sorte que les gestionnaires des aires protégées pourront offrir un soutien et une assistance aux communautés dans les systèmes d'exploitation agricoles tels qu'une aide technique pour l'installation des cultures et l'élevage de bétail. Cette assistance devra inclure des formations sur les pratiques d'agriculture durable. Ces formations permettront d'augmenter les connaissances des communautés sur l'exploitation durable des ressources naturelles ce qui va favoriser la capacité des populations à développer de meilleurs moyens de subsistance et des approches commerciales plus durables. Une certaine partie des revenus engendrés par le parc pourrait être utilisée par les gestionnaires pour offrir l'accès à du matériel tel que des semences qui pourront être cultivées par les communautés locales.

Activités touristiques

Le développement d'activités touristiques joue un grand rôle dans la prospérité économique des aires protégées (Higham, 2007; Honey, 2008). Les recettes générées par le tourisme lié aux grands singes sont très élevées (Brooks et Smith, 1991; Sandbrook et Roe, 2013) et peuvent être redistribuées pour la

conservation des espèces, mais également pour le développement des communautés locales. L'introduction d'activités touristiques permet de réduire la pauvreté dans les populations locales, offre des possibilités d'emploi et favorise le développement des infrastructures dans les villages (Higham, 2007; Honey, 2008). L'observation de la faune et de la flore est la principale et la plus lucrative des activités touristiques dans les APs.

Toutefois, l'entrée de touristes dans les aires protégées encourage aussi le développement d'opportunités commerciales telles que la fabrication et la vente de produits artisanaux. Pour ce faire, les communautés peuvent former des coopératives d'artisanats pour créer des produits artisanaux qui peuvent être vendus aux touristes. Ces ventes représentent une autre source de revenus, ce qui réduit la dépendance des communautés locales aux ressources naturelles trouvées dans le parc. Les coopératives féminines d'artisanat permettent d'impliquer les femmes des communautés dans les processus décisionnels, de leur offrir des emplois, une certaine éducation et formation, en plus d'améliorer leur statut au niveau économique et social. Les femmes du village de Kitabi dans le parc national de Nyungwe au Rwanda ont développé en 2011 une coopérative d'artisanat de 30 membres où elles fabriquent des sacs et des vêtements en tricot qui sont vendus aux touristes qui viennent visiter le parc national (Umuziranenge, 2019). Pour ce faire, elles ont reçu une formation sur la fabrication de produits artisanaux, sur la conservation de l'environnement et sur la place de la femme dans les familles et la communauté (Umuziranenge, 2019). La formation de cette coopérative a permis aux femmes d'avoir accès à des prêts auprès d'organismes tels que la Wildlife Conservation Society (WCS) et Rwanda Development Board (RDB) (Umuziranenge, 2019). Avec ces prêts, elles ont acheté des machines à coudre et du tissu, et en plus, elles ont lancé des petits projets agricoles et commerciaux dans la communauté (Umuziranenge, 2019). En étant formées pour la confection de produits artisanaux, les femmes de Kitabi ont également pu être engagées et rémunérées par des entreprises de la région qui vendent les produits aux touristes (Umuziranenge, 2019). Ce projet a donc permis d'offrir des revenus aux familles, d'améliorer les conditions de vie des femmes dans la communauté et de diminuer la dépendance de la population aux ressources naturelles en utilisant des matériaux alternatifs.

Une autre option de coopérative qui pourrait être développée dans les communautés en bordure des parcs nationaux africains sont les coopératives ou associations de guides locaux qui font les visites des parcs avec les touristes pour l'observation des espèces sauvages. De telles associations permettraient aux guides d'exiger que tous les touristes qui visitent le parc national prennent un guide local, même s'ils ont

déjà leur guide de tour-opérateur avec eux. Cela pourrait assurer un emploi et un revenu constant aux guides locaux qui font partie de l'association. De plus, en formant une association de guides, il est plus facile de mettre en place des normes de qualités liées aux visites qu'offrent ces guides. Avec l'aide d'organismes de conservation ou du gouvernement, les guides devraient également recevoir des formations pour faire les visites. Dans la plupart des parcs nationaux à Madagascar, il existe des associations de guides (Newsome et Hassell, 2014). Le parc national d'Andasibe possède une de ces associations de guides qui se chargent de faire visiter le parc aux touristes (Newsome et Hassell, 2014). Les touristes qui arrivent avec leurs guides de tour-opérateurs doivent absolument prendre un guide de l'association du parc national pour visiter l'aire protégée. À l'entrée, les touristes paient un certain montant pour le guide, lequel varie d'un parc national à un autre. À Andasibe, les guides reçoivent une longue formation et doivent également connaître une langue différente du malgache et du français pour être acceptés dans l'association (Newsome et Hassell, 2014).

Les communautés locales en bordure des parcs pourraient également développer et gérer des activités de tourisme communautaire qui permettraient d'offrir aux populations des revenus qui seraient investis dans le développement des villages ou distribués entre les familles. L'ouverture des villages aux touristes pour présenter le mode de vie, les coutumes et traditions des peuples indigènes est une option de tourisme communautaire qui pourrait être effectuée dans la plupart des villages en bordure des aires protégées en Afrique subsaharienne. Lors de ces visites des villages, les communautés pourraient faire visiter des maisons typiques, des lieux culturels importants, présenter les systèmes agricoles traditionnels, vendre des articles d'artisanats et présenter des danses traditionnelles. Ces projets de tourisme communautaire peuvent être créés et gérés par les communautés, permettant une participation active de la part des populations dans les activités touristiques du parc et dans le développement économique de leur village. Au parc national de Luangwa Sud en Zambie, les villages de Kawaza et de Nsendamila sont des exemples où les communautés ont développé des programmes de tourisme de village (Mvula, 2001). Le village traditionnel de Kawaza a mis en place ce programme pour investir les revenus obtenus dans le système scolaire et pour aider les familles en difficultés dans la communauté (Mvula, 2001). Le village de Nsendamila a été construit directement en bordure de l'entrée du parc pour développer cette activité touristique (Mvula, 2001). À l'origine, ce projet a été initié par un tour-opérateur qui organisait des activités touristiques dans la région (Mvula, 2001). Cela démontre qu'il est possible pour les communautés locales de former des partenariats avec des tour-opérateurs ou des organismes pour développer un projet de tourisme de village.

Tous ces projets favorisent l'intérêt des communautés locales pour le tourisme et ont un effet positif sur le développement économique et social des villages. Les populations locales développent des attitudes positives envers le parc national et également envers les espèces sauvages qui leur offrent des revenus avec les activités touristiques. Les communautés sont donc plus motivées à conserver la biodiversité du parc sachant qu'elles peuvent bénéficier d'avantages économiques et sociaux avec le tourisme.

Conclusion

Les quatre grands singes africains parmi lesquels on retrouve le chimpanzé commun, le bonobo, le gorille occidental et le gorille oriental sont de plus en plus menacés par la présence humaine dans leurs habitats. Classifiées en danger d'extinction et en danger critique d'extinction, ces espèces subissent une diminution des aires adéquates pour subvenir à leurs besoins et soutenir leurs populations. La destruction, dégradation et fragmentation de l'habitat par l'exploitation forestière et l'agriculture en plus de la chasse pour le commerce de la viande de brousse sont les principales menaces qui pèsent sur ces primates.

En Afrique subsaharienne, les gouvernements tentent de protéger ces grands primates à travers la mise en place de lois encadrant la protection de la faune, plus particulièrement des espèces menacées, et la mise en place d'un réseau d'aire protégée. Cependant, l'instabilité politique, la forte densité humaine, le manque d'argent et de subventions pour la conservation des pays africains ainsi que le faible soutien de la part des communautés locales en périphérie des aires protégées vont affecter de façon négative l'efficacité de conservation de ces zones.

Ces communautés locales qui vivent en périphérie des aires protégées ont un rôle très important dans la conservation des espèces sauvages et le succès de ces aires protégées qui dépendent directement de la participation active de ces communautés locales dans la gestion. Toutefois, les populations locales sont souvent exclues lors de mise en place de décret d'aire protégée, soit par des projets d'expropriation des villages ou soit par une absence de consultation et possibilités de collaboration entre ces communautés et les autorités des aires protégées. Cette exclusion se conclut souvent par le mécontentement des populations et l'augmentation de la pratique d'activités qui nuisent à l'écosystème tel que le braconnage et le défrichage des forêts. La participation des communautés dans la gestion et les activités des aires protégées est donc un facteur essentiel pour amener les communautés à soutenir les efforts de conservation tout en assurant une protection de la biodiversité à long terme dans les aires protégées.

L'objectif principal de ce travail était d'évaluer le potentiel de l'efficacité de l'intégration des communautés locales comme parties prenantes actives dans la gestion et la conservation des quatre grands primates africains. Pour accomplir cet objectif, plusieurs objectifs spécifiques ont été atteints. En premier l'écologie des quatre grands primates africains a été présentée. Une évaluation de l'efficacité des aires protégées en Afrique a également été effectuée en présentant les facteurs qui affectent l'efficacité de ces stratégies

entre autres la participation des communautés. Ensuite, les impacts écologiques, sociaux et économiques de l'exclusion ou l'inclusion des communautés locales ont été étudiés dans quatre parcs nationaux d'Afrique subsaharienne. Ces études de cas ont permis de proposer des solutions pour améliorer la conservation des grands primates africains tout en favorisant la participation et l'implication des communautés dans la gestion des aires protégées.

Impliquer les communautés locales et les faire participer de façon concrète dans les différentes branches des aires protégées leur assure un niveau de contrôle plus grand dans les projets, des revenus pour les familles et le développement des villages et des emplois rémunérés qui à long terme entraînent une augmentation du niveau d'adhésion des populations locales dans la conservation. Les communautés peuvent être impliquées au niveau de la gestion et du suivi des ressources naturelles par la création de comités de gestion, au niveau du développement d'activités de subsistance par la formation d'association, dans les activités touristiques à travers la formation de coopératives et la mise en place de projets de tourisme communautaire, dans la gestion des conflits homme-faune en participant aux suivis des espèces sauvages, dans l'éducation et la formation des membres des communautés par des projets de sensibilisation dans les écoles et la formation de groupe de conservation et finalement dans le développement des villages en participant à la construction d'infrastructure.

Ces solutions ont montré des effets positifs dans certaines aires protégées en Afrique subsaharienne cependant, il reste encore plusieurs facteurs à prendre en compte pour assurer une bonne efficacité de conservation des aires protégées à long terme. Les conflits entre les populations humaines et les grands primates, qui sont souvent vus comme de la peste qui détruisent les cultures, sont encore peu documentés. Il est important d'intégrer ce facteur et les perceptions que les communautés ont des primates dans les stratégies de conservation des aires protégées surtout lorsque les risques de destruction des cultures augmentent avec la classification de ces zones. Des études devront donc être effectuées pour bien évaluer les impacts des perceptions envers les grands singes sur la participation des communautés dans les stratégies de conservation des aires protégées en Afrique.

Liste des références

- Adams, W. M., & Infield, M. (2003). Who is on the gorilla's payroll? Claims on tourist revenue from a Ugandan National Park. *World development*, vol. 31, no.1, p. 177-190.
- Adeola, M. O. (1992). Importance of wild animals and their parts in the culture, religious festivals, and traditional medicine, of Nigeria. *Environmental conservation*, vol. 19, no.2, p. 125-134.
- Adetola, B. O., & Adetoro, A. O. (2014). Threats to biodiversity conservation in Cross River National Park, Nigeria. *International Journal of Conservation Science*, vol. 5, no.4.
- AECCG, African Elephant Conservation Coordinating Group. (1991). *The African Elephant Conservation Review*. Oxford, UK, AECCG, UNEP, IUCN, WWF, 66pp.
- Ahebwa, W. M. (2012). *Tourism, livelihoods and biodiversity conservation: an assessment of tourism related policy interventions at Bwindi Impenetrable National Park (BINP)*, Uganda. Doctoral dissertation, Wageningen University, the Netherlands, 162p.
- Ahebwa, W. M., van der Duim, R., & Sandbrook, C. (2012). Tourism revenue sharing policy at Bwindi Impenetrable National Park, Uganda: a policy arrangements approach. *Journal of sustainable Tourism*, vol. 20, no.3, p. 377-394.
- Ajonina, S. A., Wiegleb, G., Fuashi, N. A., & Heribert, H. (2014). Endangering the endangered: Are protected areas save havens for threatened species in Cameroon? Case of Banyang-Mbo Wildlife Sanctuary, South Western Cameroon. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, vol. 6, no.2, p. 42-55.
- Alves, R. R., Souto, W. M., & Barboza, R. R. (2010). Primates in traditional folk medicine: a world overview. *Mammal Review*, vol. 40, no.2, p. 155-180.
- Andrade, G., & Rhodes, J. (2012). Protected areas and local communities: an inevitable partnership toward successful conservation strategies? *Ecology and Society*, vol. 17, no.4, 17p.
- Andresen, E., Arroyo-Rodríguez, V., & Ramos-Robles, M. (2018). Primate seed dispersal: old and new challenges. *International Journal of Primatology*, vol. 39, no.3, p. 443-465.
- Angwafo, T. E., Yannick, K. N., & Chuo, M. D. (2019). Impact of Hunting on Primates and their Conservation in the Mont Kupe Region, South-West and Littoral Cameroon. *International Journal of Forest, Animal and Fisheries Research*, vol. 3, no.1.
- Archabald, K., & Naughton-Treves, L. (2001). Tourism revenue-sharing around national parks in Western Uganda: early efforts to identify and reward local communities. *Environmental conservation*, vol. 28, no.2, p. 135-149.
- Arroyo-Rodríguez, V., & Mandujano, S. (2009). Conceptualization and measurement of habitat fragmentation from the primates' perspective. *International Journal of Primatology*, vol. 30, no.3, p. 497-514.

- Anstey, S. (1991). *Wildlife utilization in Liberia*. WWF International, Gland, Switzerland.
- Ashley, C., Roe, D. & Goodwin, H. (2001). *Pro-poor tourism strategies: Making tourism work for the poor: A review of experience*. Overseas Development Institute, The Russelle Press, 53p.
- Ashford, R. W., Reid, G. D. F., & Butynski, T. M. (1990). The intestinal faunas of man and mountain gorillas in a shared habitat. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*, vol. 84, no.4, p. 337-340.
- Atlas monde (2016) Carte d'Afrique. In Atlas monde, *Atlas monde*. <http://www.atlas-monde.net/afrique/> (Page consultée le 15 février, 2020).
- Badrian, A., & Badrian, N. (1984). Social organization of *Pan paniscus* in the Lomako Forest, Zaire. In Susman, R. L., *The pygmy chimpanzee* (pp. 325-346)., Boston, MA, Springer Science & Business Media.
- Badrian, N., & Malenky, R. K. (1984). Feeding ecology of *Pan paniscus* in the Lomako Forest, Zaire. In Susman, R. L., *The pygmy chimpanzee* (pp. 275-299). Boston, MA, Springer Science & Business Media.
- Baghai, M., Miller, J. R., Blanken, L. J., Dublin, H. T., Fitzgerald, K. H., Gandiwa, P., ... & Lindsey, P. (2018). Models for the collaborative management of Africa's protected areas. *Biological conservation*, vol. 218, p. 73-82.
- Bahuchet, S., & De Maret, P. (1994). *Situation des populations indigènes des forêts denses humides*. Projet CCE G XI Environment, CNRS/Université Libre de Bruxelles.
- Bajracharya, S. B., Furley, P. A., & Newton, A. C. (2006). Impacts of community-based conservation on local communities in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biodiversity & Conservation*, vol. 15, no.8, p. 2765-2786.
- Baker, J., Milner-Gulland, E. J., & Leader-Williams, N. (2012). Park gazettement and integrated conservation and development as factors in community conflict at Bwindi Impenetrable Forest, Uganda. *Conservation Biology*, vol. 26, no.1, p. 160-170.
- Banque mondiale (2019a). Population density (people per sq. km of land area) - Sub-Saharan Africa, South Asia, East Asia & Pacific. In World Bank Group, *The World Bank* <https://data.worldbank.org/indicator/EN.POP.DNST?contextual=max&locations=ZG-8S-Z4> (Page consultée le 21 février 2020).
- Banque mondiale (2019b). Population growth (annual %). In World Bank Group, *The World Bank* <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.GROW> (Page consultée le 21 février 2020).
- Banque mondiale (2019c). Population growth (annual %) - Sub-Saharan Africa, Sub-Saharan Africa (excluding high income). In World Bank Group, *The World Bank* <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.GROW?locations=ZG-ZF> (Page consultée le 21 février 2020).

- Banque mondiale (2019d). Population, total - Sub-Saharan Africa. In World Bank Group, *The World Bank* <https://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.TOTL?locations=ZG> (Page consultée le 21 février 2020).
- Banque mondiale (2019e) Ratio de la population pauvre disposant de moins de \$ 1,90 par jour (2011 PPA) (% de la population) - Sub-Saharan Africa. In Groupe de la Banque Mondiale, *La Banque Mondiale* <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/SI.POV.DDAY?locations=ZG&view=chart> (Page consultée le 21 février 2020).
- Banque mondiale (2019f) Croissance de la population (% annuel). In Banque mondiale. <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/sp.pop.grow> (Page consultée le 31 janvier 2019).
- Barakabuye, N., Mulindahabi, F., Plumptre, A. J., Kaplin, B., Munanura, I., Ndagijimana, D., & Ndayiziga, O. (2007). *Conservation of chimpanzees in the Congo-Nile Divide forests of Rwanda and Burundi*. Report to USFWS for project 98210-G, 35p.
- Barrow, E., & Fabricius, C. (2002). Do rural people really benefit from protected areas- rhetoric or reality?. *Parks*, vol. 12, no.2, p. 67-79.
- Barume, A. K. (2000). Heading towards extinction? : Indigenous rights in Africa: the case of the Twa of the Kahuzi-Biega National Park, Democratic Republic of Congo. No. 101, Copenhagen, IWGIA, 133p.
- Beaune, D., Bretagnolle, F., Bollache, L., Bourson, C., Hohmann, G., & Fruth, B. (2013). Ecological services performed by the bonobo (*Pan paniscus*): seed dispersal effectiveness in tropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 29, no.5, p. 367-380.
- Belovsky, G. E., Mellison, C., Larson, C., & Van Zandt, P. A. (1999). Experimental studies of extinction dynamics. *Science*, vol. 286, no.5442, p. 1175-1177.
- Bennett, E.L. (2004) *Seeing the Wildlife and Trees Improving Timber Certification to Conserve Tropical Forest Wildlife*. Wildlife Conservation Society Paper World Bank, No. 34932, Washington.
- Bennett, B. T., Abee, C. R., & Henrickson, R. (1998). *Nonhuman Primates in Biomedical research: diseases*. San Diego, Elsevier, 511p.
- Bennett, E. L., Blencowe, E., Brandon, K., Brown, D., Burn, R. W., Cowlshaw, G. U. Y. & Robinson, J. G. (2007). Hunting for consensus: reconciling bushmeat harvest, conservation, and development policy in West and Central Africa. *Conservation Biology*, vol. 21, no.3, p. 884-887.
- Bennett, E. L., & Robinson, J. G. (2000). *Hunting of wildlife in tropical forests: implications for biodiversity and forest peoples*. The International Bank for Reconstruction and Development/The world bank, no.76, 56p.
- Bergl, R. A., Bradley, B. J., Nsubuga, A., & Vigilant, L. (2008). Effects of habitat fragmentation, population size and demographic history on genetic diversity: the Cross River gorilla in a comparative

context. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, vol. 70, no.9, p. 848-859.

- Bergl, R. A., & Vigilant, L. (2007). Genetic analysis reveals population structure and recent migration within the highly fragmented range of the Cross River gorilla (*Gorilla gorilla diehli*). *Molecular Ecology*, vol. 16, no.3, p. 501-516.
- Bermejo, M. (2004). Home-range use and intergroup encounters in western gorillas (*Gorilla g. gorilla*) at Lossi Forest, North Congo. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, vol. 64, no.2, p. 223-232.
- Bermejo, M., Illera, G., & Pí, J. S. (1994). Animals and mushrooms consumed by bonobos (*Pan paniscus*): new records from Lilungu (Ikela), Zaire. *International journal of primatology*, vol.15, no.6, p. 879-898.
- Bermejo, M., Rodríguez-Teijeiro, J. D., Illera, G., Barroso, A., Vilà, C., & Walsh, P. D. (2006). Ebola outbreak killed 5000 gorillas. *Science*, vol. 314, no.5805, p. 1564-1564.
- Blaikie, P. & Jeanrenaud, S. (1997) Biodiversity and Human Welfare. In Ghimire, K. & M. Pimbert, *Social Change and Conservation*. (p. 46-70). London, Earthscan Publications.
- Blom, A. (2004). An estimate of the costs of an effective system of protected areas in the Niger Delta–Congo Basin Forest Region. *Biodiversity & Conservation*, vol. 13, no.14, p. 2661-2678.
- Blomley, T., Namara, A., McNeillage, A., Franks, P., Rainer, H., Donaldson, A., Malpas, R., Olupot, W., Baker, J., Sandbrook, C. (2010). Development AND Gorillas?: Assessing Fifteen Years of Integrated Conservation and Development in South-western Uganda. *Natural Resource Issues*, no.23, UK, IIED, International Institute for Environment and Development, 75p.
- Borrini-Feyerabend, G. (1996). *Collaborative management of protected areas: Tailoring the approach to the context (Issues in Social Policy)*. Gland, Switzerland, International Union for Conservation of Nature.
- Bowen-Jones, E., Brown, D., & Robinson, E. J. (2003). Economic commodity or environmental crisis? An interdisciplinary approach to analysing the bushmeat trade in central and west Africa. *Area*, vol. 35, no.4, p. 390-402.
- Bowers, M. A., & Matter, S. F. (1997). Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*, vol. 78, no.4, p. 999-1013.
- Brockington, D. (2004). Community conservation, inequality and injustice: myths of power in protected area management. *Conservation and society*, p. 411-432.
- Brooks, A. S., & Smith, J. N. L. (1991). Politics and Problems of Gorilla and Chimp Conservation in Africa. *AnthroNotes*, vol. 13, no.11, p. 1-4 et 13-15.

- Brown, K. (2003). Integrating conservation and development: a case of institutional misfit. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, no.9, p. 479-487.
- Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., & Da Fonseca, G. A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, vol. 291, no.5501, p. 125-128.
- Bruner, E., & Cucina, A. (2005). Alouatta, Ateles, and the ancient Mesoamerican cultures. *Journal of Anthropological Sciences*, vol. 83, p. 111-117.
- Bryson-Morrison, N., Tzanopoulos, J., Matsuzawa, T., & Humle, T. (2017). Activity and habitat use of chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) in the anthropogenic landscape of Bossou, Guinea, West Africa. *International journal of primatology*, vol. 38, no.2, p. 282-302.
- Budhathoki, P. (2004). Linking communities with conservation in developing countries: buffer zone management initiatives in Nepal. *Oryx*, vol. 38, no.3, p. 334-341.
- Butynski, T. M. (1984). *Ecological survey of the impenetrable (Bwindi) forest, Uganda, and recommendations for its conservation and management*. Wildlife Conservation International, New York Zoological Society, 150p.
- Butynski, T. M. (2001). Africa's great apes. In Beck, B. B., Stoinski, T. S., Hutchins, M., Maple, T. L., & Norton, B. *Great apes and humans: The ethics of coexistence*. Smithsonian Institution, 388p.
- Butynski, T. M. (2003). The robust chimpanzee *Pan troglodytes*: taxonomy, distribution, abundance, and conservation status. In Kormos, R., Boesch, C., Bakarr, M. I., & Butynski, T. M. *West African chimpanzees: status survey and conservation action plan*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suisse, UICN, p. 15-22.
- Caillaud, D., Levréro, F., Cristescu, R., Gatti, S., Dewas, M., Douadi, M. & Ménard, N. (2006). Gorilla susceptibility to Ebola virus: the cost of sociality. *Current Biology*, vol. 16, no.13, p. R489-R491.
- Caldecott, J. (2009) Leçons apprises et perspectives. In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 306-317). Paris, UNESCO Paris.
- Caldecott, J. & Kapos, V. (2009) L'habitat des grands singes : les forêts tropicales humides de l'Ancien Monde. In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 57-90). Paris, UNESCO Paris.
- Caldecott, J.O., Oates, J.F. & Ruitenbeek, H.J. (1990) *Cross River National Park (Okwangwo Division): Plan for developing the park and its support zone*. WWF-UK, Godalming 108 p.
- Capitanio, J. P., & Emborg, M. E. (2008). Contributions of non-human primates to neuroscience research. *The Lancet*, vol. 371, no.9618, p. 1126-1135.
- Casimir, M. J. (1975). Feeding ecology and nutrition of an eastern gorilla group in the Mt. Kahuzi region (Republique du Zaïre). *Folia Primatologica*, vol. 24, no.2-3, p. 81-136.

- Cavanagh, C. (2012). Unready for REDD+? Lessons from corruption in Ugandan conservation areas. *U4 Brief*, vol. 2012, no.3, 4p.
- Cavanagh, C. J., Sandbrook, C., & Tumusiime, D. M. (2018). Dynamics of uneven conservation and development in Uganda. In Sandbrook, C., Cavanagh, C. J., & Tumusiime, D. M. *Conservation and Development in Uganda*. (pp. 3-15) Routledge.
- Chairman, P. S. G., Mittermeier, R. A., Authorities, R. L., Molur, S., Schwitzer, C., & Williamson, L. (2013) AFRICAN. *African Primates*, vol. 8. no.2, 80p.
- Chancellor, R. L., Rundus, A. S., & Nyandwi, S. (2012). The influence of seasonal variation on chimpanzee (*Pan troglodytes schweinfurthii*) fallback food consumption, nest group size, and habitat use in Gishwati, a montane rain forest fragment in Rwanda. *International Journal of Primatology*, vol. 33, no.1, p. 115-133.
- Chapais, B., & Pérusse, D. (1988). Origine et évolution du Comportement humain. *Anthropologie et Sociétés*, vol. 12, no.3, p. 1-11.
- Chapman, C. A. (1994). Party size in chimpanzees and bonobos: a reevaluation of theory based on two similarly forested sites. Chimpanzee cultures. In Wrangham, R. W., McGrew, W. C., & De Waal, F. *Chimpanzee cultures*. Harvard University Press.
- Chapman, C. A. (1995). Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, vol. 4, no.3, p. 74-82.
- Chapman, C. A., Balcomb, S. R., Gillespie, T. R., Skorupa, J. P., & Struhsaker, T. T. (2000). Long-term effects of logging on African primate communities: a 28-year comparison from Kibale National Park, Uganda. *Conservation Biology*, vol. 14, no.1, p. 207-217.
- Chapman, C. A., Lawes, M. J., & Eeley, H. A. (2006). What hope for African primate diversity?. *African Journal of Ecology*, vol. 44, no.2, p. 116-133.
- Chapman, C. A., & Onderdonk, D. A. (1998). Forests without primates: primate/plant codependency. *American Journal of primatology*, vol. 45, no.1, p. 127-141.
- Chapman, C. A., & Peres, C. A. (2001). Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Review*. *Evolutionary Anthropology*, vol. 10, no.1, p. 16-33.
- Chardonnet, B. (2019). *L'Afrique change : ses aires protégées doivent-elles évoluer ? reconfigurer les aires protégées en Afrique*. UICN, 47p.
- Chen, F. C., & Li, W. H. (2001). Genomic divergences between humans and other hominoids and the effective population size of the common ancestor of humans and chimpanzees. *The American Journal of Human Genetics*, vol. 68, no.2, p. 444-456.

- CITES. (2020a). Annexes I, II et III. In CITES, *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*. <https://www.cites.org/fra/app/appendices.php> (Page consultée le 24 février 2020).
- CITES. (2020b). Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction. In CITES, *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*. <https://www.cites.org/fra/disc/text.php#XVIII> (Page consultée le 24 février 2020).
- CITES. (2020c). Liste des Parties. In CITES, *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction*. <https://www.cites.org/fra/disc/what.php> (Page consultée le 24 février 2020).
- Cormier, L.A. (2002) Monkey as food, monkey as child: Guaja symbolic cannibalism. In A. Fuentes et L.D. Wolfe. *Primates Face to Face: the Conservation Implications of Human–Nonhuman Primate Interconnections* (pp. 63–84). Cambridge: Cambridge University Press, 340p.
- Cousins, D. (1978). Man's exploitation of the gorilla. *Biological Conservation*, vol. 13, no.4, p. 287-297.
- Cumming, G. S. (2002). Habitat shape, species invasions, and reserve design: insights from simple models. *Conservation Ecology*, vol. 6, no.1.
- Cunningham, A. B. (1996). People, park and plant use: recommendations for multiple-use zones and development alternatives around Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. France, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, *People and Plants working*, no.4, 59p.
- Cumming, G. S., Allen, C. R., Ban, N. C., Biggs, D., Biggs, H. C., Cumming, D. H., ... & Mathevet, R. (2015). Understanding protected area resilience: a multi-scale, social-ecological approach. *Ecological Applications*, vol. 25, no.2, p. 299-319.
- Daubersies, P., Thomas, A. W., Millet, P., Brahimi, K., Langermans, J. A., Ollomo, B. & Dubreuil, G. (2000). Protection against Plasmodium falciparum malaria in chimpanzees by immunization with the conserved pre-erythrocytic liver-stage antigen 3. *Nature medicine*, vol. 6, no.11, p. 1258-1263.
- De Klemm, C., & Lausche, B. J. (1987). *African wildlife laws*. IUCN Environmental Law Centre, no.3, 1707p.
- Diamond, J. M. (1975). The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological conservation*, vol. 7, no.2, p. 129-146.
- Diaw, C., Tiani, A. M., Jum, C. N., Milol, A., & Wandji, D. N. (2003). *Assessing long-term management options for the villages in the Korup National Park: An evaluation of all options*. Center for International Forestry Research (CIFOR), 70p.
- Doran, D. M., & McNeilage, A. (1998). Gorilla ecology and behavior. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews: Issues, News, and Reviews*, vol. 6, no.4, p. 120-131.

- Dowie, M. (2011) *Conservation refugees: the hundred-year conflict between global conservation and native peoples*. MIT press. London, England, 341p.
- Draulans, D., & Van Krunkelsven, E. (2002). The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of Congo. *Oryx*, vol. 36, no.1, p. 35-40.
- Dudley, J. P., Ginsberg, J. R., Plumptre, A. J., Hart, J. A., & Campos, L. C. (2002). Effects of war and civil strife on wildlife and wildlife habitats. *Conservation Biology*, vol. 16, no.2, p. 319-329.
- Edwards, D. P., Sloan, S., Weng, L., Dirks, P., Sayer, J., & Laurance, W. F. (2014). Mining and the African environment. *Conservation Letters*, vol. 7, no.3, p. 302-311.
- Ervin, J. (2003a). Protected area assessments in perspective. *BioScience*, vol. 53, no.9, p. 819-822.
- Ervin, J. (2003b). Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *BioScience*, vol. 53, no.9, p. 833-841.
- Estrada, A. (2013). Socioeconomic contexts of primate conservation: population, poverty, global economic demands, and sustainable land use. *American Journal of Primatology*, vol. 75, no.1, p. 30-45.
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Nekaris, K. A.-I., Nijman, V., Heymann, E. W. & Lambert, J. E. (2017) Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science advances*, vol. 3, n.1, 16p.
- Etiendem, D. N., & Tagg, N. (2013). Feeding ecology of Cross River gorillas (*Gorilla gorilla diehli*) at Mawambi Hills: the influence of resource seasonality. *International Journal of Primatology*, vol. 34, no.6, p. 1261-1280.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, vol. 81, no.1, p. 117-142.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2007). The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation biology*, vol. 21, no.4, p. 926-936.
- Ezebilo, E. E. (2010). Conservation of a leafy vegetable important for communities in the Nigerian rainforest. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, no.8, p. 1660-1665.
- Ezebilo, E. E. (2013). Nature conservation in Cross River National Park, south-east Nigeria: promoting collaboration between local people and conservation authorities. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 9, no.3, p. 215-224.
- Ezebilo, E. E., & Mattsson, L. (2010a). Contribution of non-timber forest products to livelihoods of communities in southeast Nigeria. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, vol. 17, no.3, p. 231-235.

- Ezebilo, E. E., & Mattsson, L. (2010b). Socio-economic benefits of protected areas as perceived by local people around Cross River National Park, Nigeria. *Forest Policy and Economics*, vol. 12, no.3, p. 189-193.
- Fa, J. E., & Brown, D. (2009). Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Review*, vol. 39, no.4, p. 231-264.
- Fa, J. E., Currie, D., & Meeuwig, J. (2003). Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, vol. 30, no.1, p. 71-78.
- Fa, J. E., Olivero, M. Farfán, A. L. Márquez, J. Duarte, J. Nackoney, A. Hall, J. Dupain, S. Seymour, P. J. Johnson, D. W. Macdonald, R. Real & J. M. Vargas (2015). Correlates of bushmeat in markets and depletion of wildlife. *Conservation Biology*. vol. 29, p. 805–815.
- Fa, J. E., Peres, C. A., & Meeuwig, J. (2002). Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation biology*, vol. 16, no.1, p. 232-237.
- Fa, J. E., Ryan, S. F., & Bell, D. J. (2005). Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biological conservation*, vol. 121, no.2, p. 167-176.
- FAO (2007) *State of the World's Forest 2007*. Food and agriculture organization of the United Nations, Rome, 157p.
- FAO (2018). *The State of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 139p.
- FAO (2016). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2015: comment les forêts de la planète changent-elles?*. Deuxième édition, Rome, 54p.
- Fargey, P. J. (1992). Boabeng–Fiema Monkey Sanctuary—an example of traditional conservation in Ghana. *Oryx*, vol. 26, no.3, p. 151-156.
- Ferraro, P. J., & Kiss, A. (2002). Direct payments to conserve biodiversity. *Science*, vol. 298, p. 1718-1719.
- Ferriss S. (2009) Le gorille occidental (*Gorilla gorilla*). In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 115-140). Paris, UNESCO Paris.
- Ferriss, S., Robbins, M.M. & Williamson, E.A. (2009) Le gorille oriental (*Gorilla beringei*). In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 141-168). Paris, UNESCO Paris.
- Francis, T.B. (2014) Education environnementale et conservation des aires protegees : cas du parc national de la marahoue (pnm) Cote D'Ivoire. *Revue Universitaire des Sciences de l'Éducation*, no.2, p. 7-156.
- French, J. (2009). *Can western lowland gorilla tourism become a viable tool for conservation in Gabon?* Doctoral dissertation, Department of Life Sciences, Silwood Park, Imperial College London, 105p.

- Fruth, B., Hickey, J.R., André, C., Furuichi, T., Hart, J., Hart, T., Kuehl, H., Maisels, F., Nackoney, J., Reinartz, G., Sop, T., Thompson, J. & Williamson, E.A. (2016). Pan paniscus. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T15932A17964305.en> (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Fruth, B., Williamson, E.A. & Richardson, M.C. (2013). Bonobo Pan paniscus. In R.A. Mittermeier, A.B. Rylands and D.E. Wilson, *Handbook of the Mammals of the World Volume 3: Primates*, (pp. 853–854), Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Funwi-Gabga, N., Kuehl, H., Maisels, F., Cheyne, S. M., Wich, S. A., & Williamson, E. A. (2014). Situation des grands singes en Afrique et en Asie. Chapitre 9, p.298-327.
- Furuichi, T., Inagaki, H., & Angoue-Ovono, S. (1997). Population density of chimpanzees and gorillas in the Petit Loango Reserve, Gabon: employing a new method to distinguish between nests of the two species. *International Journal of Primatology*, vol. 18, no.6, p. 1029-1046.
- Fuzessy, L. F., Cornelissen, T. G., Janson, C., & Silveira, F. A. (2016). How do primates affect seed germination? A meta-analysis of gut passage effects on neotropical plants. *Oikos*, vol. 125, no.8, p. 1069-1080.
- Gartlan, S. (1989). *La conservation des écosystèmes forestiers du Cameroun*. Gland, Switzerland, IUCN, 196p.
- Gates, J. F. (1996). Habitat alteration, hunting and the conservation of folivorous primates in African forests. *Australian Journal of Ecology*, vol. 21, no.1, p. 1-9.
- Ghiglieri, M. P. (1984). Feeding ecology and sociality of chimpanzees in Kibale Forest, Uganda. *Adaptations for foraging in nonhuman primates*, p. 161-194.
- Gilardi, K. V., Gillespie, T. R., Leendertz, F. H., Macfie, E. J., Travis, D. A., Whittier, C. A., & Williamson, E. A. (2015). Best practice guidelines for health monitoring and disease control in great ape populations. *Occasional Papers of the IUCN Species Survival Commission*, vol. 56.
- Goldsmith, M. (2005). Habituating primates for field study—ethical considerations for African great apes. In Turner, T. R., *Biological anthropology and ethics; from repatriation to genetic identity*, (pp. 49-64). New York, University of New York Press.
- Goodall, J. (1968). The behaviour of free-living chimpanzees in the Gombe Stream Reserve. *Animal behaviour monographs*, vol. 1, p. 161-IN12.
- Goodall, J. (1986). *The chimpanzees of Gombe: Patterns of behavior*. Cambridge Mass. Belknap Press of Harvard University Press, 673p.
- Gonder, M. K., Oates, J. F., Disotell, T. R., Forstner, M. R., Morales, J. C., & Melnick, D. J. (1997). A new west African chimpanzee subspecies? *Nature*, vol. 388, no.6640, p. 337-337.

- Gore, M. L., Ratsimbazafy, J., & Lute, M. L. (2013). Rethinking corruption in conservation crime: insights from Madagascar. *Conservation Letters*, vol. 6, no.6, p. 430-438.
- Goudie, A. S. (2019). *Human impact on the natural environment: Past, Present and Future*. Eighth edition John Wiley & Sons, 457p.
- GRASP, Great Apes Survival Paternership. (2012a) Global strategy for the survival of great apes and their habitat. UNEP, UNESCO, 15p. <https://www.un-grasp.org/wp-content/uploads/2018/07/Global-Strategy-for-the-survival-of-great-apes-and-their-habitats.pdf> (Page consultée le 25 février 2020).
- GRASP, Great Apes Survival Paternership. (2012b) GRASP Priority Plan 2013-2016. UNEP, UNESCO, Council 2, 7p. <https://www.un-grasp.org/wp-content/uploads/2018/07/GRASP-Priority-Plan-2013-2017.pdf> (Page consultée le 25 février 2020).
- GRASP, Great Apes Survival Paternership. (2019) Range states. *In* Great Apes Survival Paternership. GRAPS. <https://www.un-grasp.org/our-partners/range-states/> (Page consultée le 25 février 2020).
- Gray, M., & Kalpers, J. (2005). Ranger based monitoring in the Virunga–Bwindi region of East-Central Africa: a simple data collection tool for park management. *Biodiversity & Conservation*, vol. 14, no.11, p. 2723-2741.
- Gray, M., McNeillage, A., Fawcett, K., Robbins, M. M., Ssebide, B., Mbula, D., & Uwingeli, P. (2010). Censusing the mountain gorillas in the Virunga Volcanoes: complete sweep method versus monitoring. *African Journal of Ecology*, vol. 48, no.3, p. 588-599.
- Gray, M., Roy, J., Vigilant, L., Fawcett, K., Basabose, A., Cranfield, M. & Robbins, M. M. (2013). Genetic census reveals increased but uneven growth of a critically endangered mountain gorilla population. *Biological Conservation*, vol. 158, p. 230-238.
- Groves, C. P. (2002). A history of gorilla taxonomy. *In* Taylor, A. B., & Goldsmith, M. L. *Gorilla biology: a multidisciplinary perspective*, vol. 34. (p. 15-34), Cambridge University Press.
- Grubb, P. (2006) Geospecies and superspecies in the African primate fauna. *Primate Conservation*, vol. 2006, n°20, p. 75-78.
- Grubb, P., Butynski, T. M., Oates, J. F., Bearder, S. K., Disotell, T. R., Groves, C. P., & Struhsaker, T. T. (2003). Assessment of the diversity of African primates. *International Journal of Primatology*, vol. 24, no.6, p. 1301-1357.
- Guschanski, K., Vigilant, L., McNeillage, A., Gray, M., Kagoda, E., & Robbins, M. M. (2009). Counting elusive animals: comparing field and genetic census of the entire mountain gorilla population of Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Biological Conservation*, vol. 142, no.2, p. 290-300.
- Hackel, J. D. (1990). Conservation attitudes in Southern Africa: a comparison between KwaZulu and Swaziland. *Human Ecology*, vol. 18, no.2, p. 203-209.

- Hackel, J. D. (1999). Community conservation and the future of Africa's wildlife. *Conservation biology*, vol. 13, no.4, p. 726-734.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D. & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, vol. 1, no.2.
- Hamilton, A. C., Baranga, J., & Tindigarukayo, J. (1990). *Proposed Bwindi (Impenetrable) National Park : results of a public inquiry and recommendations for its establishment*. Uganda National Parks, Kampala, 56p.
- Hamilton, A., Cunningham, A., Byarugaba, D., & Kayanja, F. (2000). Conservation in a region of political instability: Bwindi Impenetrable Forest, Uganda. *Conservation Biology*, vol. 14, no.6, p. 1722-1725.
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, vol. 396, no.6706, p. 41-49.
- Harcourt, A. H., Stewart, K. J., & Inahoro, I. M. (1989). Gorilla quest in Nigeria. *Oryx*, vol. 23, no.1, p. 7-13.
- Harcourt, A. H. (1995) Population viability estimates: theory and practice for a wild gorilla population. *Conservation Biology*, vol. 9, no.1, p. 134-142.
- Harcourt, A. H., & Fossey, D. (1981). The Virunga gorillas: decline of an 'island' population. *African Journal of Ecology*, vol. 19, no.1-2, p. 83-97.
- Harris, A. (2007). "To live with the sea" development of the Velondriake community-managed protected area network, southwest Madagascar. *Madagascar Conservation & Development*, vol. 2, no.1, 7p.
- Hart, T., Hart, J., Fimbel, C., Fimbel, R., Laurance, W. F., Oren, C. & Vely, M. (1997). Conservation and civil strife: two perspectives from Central Africa. *Conservation Biology*, vol. 11, no.2, p. 308-314.
- Hartter, J., & Southworth, J. (2009). Dwindling resources and fragmentation of landscapes around parks: wetlands and forest patches around Kibale National Park, Uganda. *Landscape Ecology*, vol. 24, no.5, p. 643.
- Hattori, S. (2012). Challenge for the Coexistence of Forests and People: Conservation of Tropical Rainforests and the Culture of Hunter-gatherers in Cameroon. Kyoto.
- Haurez, B., Daïnou, K., Tagg, N., Petre, C. A., & Doucet, J. L. (2015). The role of great apes in seed dispersal of the tropical forest tree species *Dacryodes normandii* (Burseraceae) in Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 31, no.5, p. 395-402.
- Herodin, F., Thullier, P., Garin, D., & Drouet, M. (2005). Nonhuman primates are relevant models for research in hematology, immunology and virology. *European cytokine network*, vol. 16, no.2, p. 104-116.
- Hickey, J. R., Nackoney, J., Nibbelink, N. P., Blake, S., Bonyenge, A., Coxe, S., ... & Guislain, P. (2013). Human proximity and habitat fragmentation are key drivers of the rangewide bonobo distribution. *Biodiversity and Conservation*, vol. 22, no.13-14, p. 3085-3104.

- Hicks, T. C., Darby, L., Hart, J., Swinkels, J., January, N., & Menken, S. (2010). Trade in orphans and bushmeat threatens one of the Democratic Republic of the Congo's most important populations of Eastern Chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*). *African Primates*, vol. 7, no.1, p. 1-18.
- Higham, J. E. (2007). *Critical issues in ecotourism: understanding a complex tourism phenomenon*. Routledge, 269p.
- Hill, C. M. (2002) Primate conservation and local communities—ethical issues and debates. *American Anthropologist*, vol. 104, n°4, p. 1184-1194.
- Hockings, M. (2003). Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, vol. 53, no.9, p. 823-832.
- Hockings, K. (2007). *Human-chimpanzee coexistence at Bossou, the Republic of Guinea: a chimpanzee perspective*. Dissertation, Department of Psychology, University of Stirling, 272p.
- Hockings, K. J. (2009). Living at the interface: human–chimpanzee competition, coexistence and conflict in Africa. *Interaction Studies*, vol. 10, no.2, p. 183-205.
- Hockings, K.J., & Humle, T. (2009). *Best practice guidelines for the prevention and mitigation of conflict between humans and great apes*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG), 40p.
- Hohmann, G., Fowler, A., SOMMER, V., & Ortmann, S. (2012). Frugivory and gregariousness of Salonga bonobos and Gashaka chimpanzees: the influence of abundance and nutritional quality of fruit. In Hohmann, G., Robbins, M. M., & Boesch, C. *Feeding ecology in apes and other primates*, Cambridge University Press, vol. 48, 123p.
- Hohmann, G., & Fruth, B. (2008). New records on prey capture and meat eating by bonobos at Lui Kotale, Salonga National Park, Democratic Republic of Congo. *Folia primatologica*, vol. 79, no.2, p. 103-110.
- Homsy, J. (1999). *Ape tourism and human diseases: how close should we get*. A Critical Review of Rules and Regulations Governing Park Management and Tourism for the Wild Mountain Gorilla, Report of a Consultancy for the International Gorilla Conservation Programme, 86p.
- Honey, M. (2008). *Ecotourism and sustainable development: Who owns paradise?*. Deuxième édition, Island Press, 551p.
- Horowitz, L. S. (1998). Integrating indigenous resource management with wildlife conservation: A case study of Batang Ai National Park, Sarawak, Malaysia. *Human Ecology*, vol. 26, no.3, p. 371-403.
- Howard, P. C., Butler, J., & Howard, P. (1991). *Nature conservation in Uganda's tropical forest reserves*. Gland, Switzerland and Cambridge, The IUCN Forest conservation Programme, WWF-International, 315p.

- Humle, T. (2003). *Culture and variation in wild chimpanzee behaviour: a study of three communities in West Africa*, Doctoral dissertation, University of Stirling.
- Humle, T., Maisels, F., Oates, J.F., Plumptre, A. & Williamson, E.A. (2016) Pan troglodytes (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2016 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T15933A17964454.en> (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Ibanga, D. A. (2017). Patterns, trends, and issues of illicit wildlife hunting and trade: Analysis based on African environmental ethics. *International Journal of Development and Sustainability*, vol. 6, no.11, p. 1865-1890
- Ingram, V. (2009). The hidden costs and values of NTFP exploitation in the Congo Basin. *In 13th World Forestry Congress*, p.18-23.
- Inogwabini, B. I., Matungila, B., Mbende, L., Abokome, M., & wa Tshimanga, T. (2007). Great apes in the Lake Tumba landscape, Democratic Republic of Congo: newly described populations. *Oryx*, vol. 41, no.4, p. 532-538.
- Inskipp, T. (2009) Le chimpanzé (Pan troglodytes). *In* Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 57-90). Paris, UNESCO Paris.
- Isabirye-Basuta, G. (1990). Feeding ecology of chimpanzees in the Kibale Forest, Uganda. Understanding chimpanzees. *In* Heltne, P. G., & Marquardt, L. A. *Understanding chimpanzees*. (p. 116-127), Harvard University Press.
- Ite, U. E. (1995). *Agriculture and tropical forest conservation in southeast Nigeria*. UK, Doctoral dissertation, University of Cambridge, 329p.
- Ite, U. E. (1996). Community perceptions of the Cross River National park, Nigeria. *Environmental Conservation*, vol. 23, no.4, p. 351-357.
- Ite, U. E. & Adams, W. (2000). Expectations, impacts and attitudes: conservation and development in Cross River National Park, Nigeria. *Journal of International Development*, vol. 12, no.3, p. 325-342.
- James, A. N. (1999). Institutional constraints to protected area funding. *Parks*, vol. 9, no.2, p. 15-26.
- James, A., Gaston, K. J., & Balmford, A. (2001). Can we afford to conserve biodiversity? *BioScience*, vol. 51, no.1, p. 43-52.
- James, A. N., Green, M. J. B. & Paine, J. R. (1999). A global review of protected area budgets and staff. WCMC, World Conservation Press, *WCMC Biodiversity Series*, no.10, 55p.
- Johns, B. G. (1996). Responses of chimpanzees to habituation and tourism in the Kibale Forest, Uganda. *Biological Conservation*, vol. 78, no.3, p. 257-262.

- Johns, A. D., & Skorupa, J. P. (1987). Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *International journal of primatology*, vol. 8, no.2, 157p.
- Jolly, C. J., Oates, J. F., & Disotell, T. R. (1995). Chimpanzee kinship. *Science*, vol. 268, no.5208, p. 185-188.
- Jones-Bowen, E., & Pendry, S. (1999). The threat to primates and other mammals from the bushmeat trade in Africa, and how this threat could be diminished. *Oryx*, vol. 33, no.3, p. 233-246.
- Junker, J., Blake, S., Boesch, C., Campbell, G., Toit, L. D., Duvall, C., ... & Ganas-Swaray, J. (2012). Recent decline in suitable environmental conditions for African great apes. *Diversity and Distributions*, vol. 18, no.11, p. 1077-1091.
- Kalpers, J., Williamson, E. A., Robbins, M. M., McNeillage, A., Nzamurambaho, A., Lola, N., & Mugiri, G. (2003). Gorillas in the crossfire: population dynamics of the Virunga mountain gorillas over the past three decades. *Oryx*, vol. 37, no.3, p. 326-337.
- Kamto, M. (1991). Les conventions régionales sur la conservation de la nature et des ressources naturelles en Afrique et leur mise en œuvre. *Revue juridique de l'Environnement*, vol. 16, no.4, p. 417-442.
- Kano, T., & Mulavwa, M. (1984). Feeding ecology of the pygmy chimpanzees (*Pan paniscus*) of Wamba. In Susman, R. L. *The pygmy chimpanzee: evolutionary biology and behavior*. (pp. 233-274), Boston, MA, Springer Science & Business Media.
- Kanyambwa, S. (1998). Impact of war on conservation: Rwandan environment and wildlife in agony. *Biodiversity & Conservation*, vol. 7, no.11, p. 1399-1406.
- King, T., Chamberlan, C. & Courage, A. (2005). Rehabilitation of orphan gorillas and bonobos in the Congo. *International Zoo News*, vol. 52, no.4, p. 198-209.
- Kirkby, A., Spira, C., Bahati, B., Twendilonge, A., Kujirakwinja, D., Plumptre, A. J. & Nishuli, R. (2015). *Investigating artisanal mining and bushmeat around protected areas: Kahuzi-Biega National Park and Itombwe Reserve*. USAID and Arcus Foundation, 10p.
- Knight, J. (1999). Monkeys on the move: the natural symbolism of people-macaque conflict in Japan. *The Journal of Asian Studies*, vol. 58, no.3, p. 622-647.
- Knight, R.L., & Cole, D.N. (2013) Wildlife responses to recreationists. In Kerlinger, P., Burger, J., Cordell, H. K., Decker, D. J., Cole, D. N., Landres, P., ... & Temple, S. *Wildlife and recreationists: coexistence through management and research*. (p. 51-70), Island Press.
- Köndgen, S., Köhl, H., N'Goran, P. K., Walsh, P. D., Schenk, S., Ernst, N. & Junglen, S. (2008). Pandemic human viruses cause decline of endangered great apes. *Current Biology*, vol. 18, no.4, p. 260-264.
- Korbee, D. (2007). *Environmental Security in Bwindi: A focus on farmers*. Institute for Environmental Security (IES), The Hague, Netherlands, 30p.

- Kormos, R. (2004) *Chimpanzés d'Afrique de l'ouest: état de conservation de l'espèce et plan d'action*. IUCN vol. 61, 244p.
- Kormos, R., Boesch, C., Bakarr, M. I., & Butynski, T. M. (2003). West African chimpanzees: status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 235p.
- Kortlandt, A. (1983). Marginal habitats of chimpanzees. *Journal of Human Evolution*, vol. 12, no.3, p. 231-278.
- Kortlandt, A. (1986). The use of stone tools by wild-living chimpanzees and earliest hominids. *Journal of human Evolution*, vol. 15, no.2, p. 77-132.
- Kotsadam, A., Olsen, E. H., Knutsen, C. H., & Wig, T. (2015). Mining and local corruption in Africa. *Memorandum*, no.9, 51p.
- Küper, W., Sommer, J. H., Lovett, J. C., Mutke, J., Linder, H. P., Beentje, H. J., ... & Barthlott, W. (2004). Africa's hotspots of biodiversity redefined. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, p. 525-535.
- Kuroda, S. (1979). Grouping of the pygmy chimpanzees. *Primates*, vol. 20, no.2, p. 161-183.
- Lacambra, C., Thompson, J., Furuichi, T., Vervaecke, H. & Stevens, J. (2009). Le bonobo (*Pan paniscus*). In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 91-106). Paris, UNESCO Paris.
- Lahm, S. A. (1993). Utilization of forest resources and local variation of wildlife populations in northeastern Gabon. *Man and the Biosphere Series*, vol. 13, p. 213-213.
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, no.9, p. 3465-3472.
- Lameed, G. A., Omifolaji, J. K., Abere, A. S., & Ilori, S. O. (2015). Hunting intensity on wildlife population in Oban sector of Cross River National Park. *Natural Resources*, vol. 6, no.04, 325p.
- Lane, M. B. (2001). Affirming new directions in planning theory: comanagement of protected areas. *Society & Natural Resources*, vol. 14, no.8, p. 657-671.
- Larson T.B. (1997). Butterflies of the Cross River National Park – diversity writ large. In *Proceedings of the workshop: essential Partnership – the Forest and the People*, (p. 229-235), Calabar, Nigeria.
- Laudati, A. (2010). Ecotourism: the modern predator? Implications of gorilla tourism on local livelihoods in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Environment and Planning D: Society and Space*, vol. 28, no.4, p. 726-743.
- Laurance, W. F. (2000). Cut and Run: the Dramatic Rise of Transnational Logging in the Tropics. *Trends in ecology & evolution*, vol. 15, p. 433-434.

- Laurance, W. F., Alonso, A., Lee, M., & Campbell, P. (2006b). Challenges for forest conservation in Gabon, Central Africa. *Futures*, vol. 38, no.4, p. 454-470.
- Laurance, W. F., Croes, B. M., Tchignoumba, L., Lahm, S. A., Alonso, A., Lee, M. E. & Ondzeano, C. (2006a). Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation Biology*, vol. 20, no.4, p. 1251-1261.
- Laurance, W. F., & Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological conservation*, vol. 55, no.1, p. 77-92.
- Leader-Williams, N., & Albon, S. D. (1988). Allocation of resources for conservation. *Nature*, vol. 336, no.6199, p. 533-535.
- Leendertz, S. A. J., Wich, S. A., Ancrenaz, M., Bergl, R. A., Gonder, M. K., Humle, T., & Leendertz, F. H. (2017). Ebola in great apes—current knowledge, possibilities for vaccination, and implications for conservation and human health. *Mammal Review*, vol. 47, no.2, p. 98-111.
- Leisher, C., Mangubhai, S., Hess, S., Widodo, H., Soekirman, T., Tjoe, S., ... & Sanjayan, M. (2012). Measuring the benefits and costs of community education and outreach in marine protected areas. *Marine Policy*, vol. 36, no.5, p. 1005-1011.
- Lewis, D., Kaweche, G. B., & Mwenya, A. (1990). Wildlife conservation outside protected areas—lessons from an experiment in Zambia. *Conservation biology*, vol. 4, no.2, p. 171-180.
- Linder, H. P. (2001). Plant diversity and endemism in sub-Saharan tropical Africa. *Journal of Biogeography*, vol. 28, no.2, p. 169-182.
- Linder, J. M., & Oates, J. F. (2011). Differential impact of bushmeat hunting on monkey species and implications for primate conservation in Korup National Park, Cameroon. *Biological Conservation*, vol. 144, no.2, p. 738-745.
- Lindsey, P. A., Balme, G., Becker, M., Begg, C., Bento, C., Bocchino, C., ... & Lewis, D. (2013). The bushmeat trade in African savannas: Impacts, drivers, and possible solutions. *Biological conservation*, vol. 160, p. 80-96.
- Lindsey, P. A., Balme, G. A., Funston, P. J., Henschel, P. H., & Hunter, L. T. (2016). Life after Cecil: channelling global outrage into funding for conservation in Africa. *Conservation Letters*, vol. 9, no.4, p. 296-301.
- Lingomo, B., & Kimura, D. (2009). Taboo of eating bonobo among the Bongando people in the Wamba region, Democratic Republic of Congo. *African Study Monographs*, vol. 30, no.4, p. 209-225
- Ljeomah, H. M., Ogogo, A. U., & Ogbara, D. (2013). Analysis of poaching activities in Kainji lake National park of Nigeria. *Environment and natural resources research*, vol. 3, no.1, p. 51.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography*. Volume 1. Princeton university press, 183p.

- Macfie, E. J., & Williamson, E. A. (2010). *Best practice guidelines for great ape tourism*. IUCN. no.38, 87p.
- MacKinnon, J., MacKinnon, K., Child, G., & Thorsell, J. (1986). *Managing protected areas in the tropics*. United Nations Environment Programme, International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland, 311p.
- Maisels, F., Bergl, R.A. & Williamson, E.A. (2018). Gorilla gorilla. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T9404A136250858.en> (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Maldonado, O., Aveling, C., Cox, D., Nixon, S., Merlo, D., Pintea, L., & Williamson, E. A. (2012). *Gorilles de Grauer et Chimpanzés de l'Est de la République Démocratique du Congo* (Paysage de Kahuzi-Biega, Maiko, Tayna et Itombwe). Plan d'action pour la conservation 2012-2022. IUCN, 76p.
- Malleson, R.C. (2000). *Forest Livelihoods in Southwest Province, Cameroon: An Evaluation of the Korup Experience*. Doctoral dissertation, University College London, London, UK.
- Malleson, R. (2002). Changing perspectives on forests, people and 'development': reflections on the case of the Korup forest. *IDS Bulletin*, vol. 33, no.1, p. 94-101.
- Marsh, L. K. (Ed.). (2013). *Primates in fragments: ecology and conservation*. New York, Springer Science & Business Media. 403p.
- Mbaku, J. M. (2010). *Corruption in Africa: Causes, consequences, and cleanups*. United Kingdom, Lexington Books, 382p.
- Mbile, P., Vabi, M., Meboka, M., Okon, D., Arrey-Mbo, J., Nkongho, F., & Ebong, E. (2005). Linking management and livelihood in environmental conservation: case of the Korup National Park Cameroon. *Journal of Environmental Management*, vol. 76, no.1, p. 1-13.
- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological conservation*, vol. 141, no.6, p. 1695-1703.
- McNeillage, A. (1996). Ecotourism and mountain gorillas in the Virunga Volcanoes. In Taylor, V. J., & Dunstone, N. *The exploitation of mammal populations* (pp. 334-344)., Dordrecht, Springer Science & Business Media.
- McNeillage, A., & Robbins, M. M. (2006). Bwindi-Impenetrable : 15 years as a national park. *Gorilla Journal*, vol. 32, p. 8-10.
- McNeillage, A., Robbins, M. M., Gray, M., Olupot, W., Babaasa, D., Bitariho, R., ... & Baker, J. (2006). Census of the mountain gorilla *Gorilla beringei beringei* population in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Oryx*, vol. 40, no.4, p. 419-427.

- McPherson, C., & MacSearraigh, S. (2007). Corruption in the petroleum sector. *In* Campos, J.E. & Pradham, S. *The Many Faces of Corruption*. (p. 191-220), The world bank.
- Medical Research Council. (2006). *The Use of Nonhuman Primates in Research, the Weatherall Report*. London: Medical Research Council. A working group report chaired by Sir David Weatherall FRS FMedSci, (Page consultée le 29 janvier 2020).
- Melita, A. W., & Mendlinger, S. (2013). The impact of tourism revenue on the local communities' livelihood: A case study of Ngorongoro Conservation Area, Tanzania. *Journal of Service Science and Management*, vol. 6, no.1, p. 117.
- Mengue-Medou, C. (2002). Les aires protégées en Afrique: perspectives pour leur conservation. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, vol. 3, no.1.
- Miles, L., Caldecott, J. & Nellemann, C. (2009) Les défis de la survie des grands singes. *In* Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 239-266). Paris, UNESCO Paris.
- Milner-Gulland, E. J., & Bennett, E. L. (2003). Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 18, no.7, p. 351-357.
- MINFOF, Ministère des Forêts et de la Faune. (2006). *Plan d'aménagement du Parc national de Lobéké et de sa zone périphérique*. Période d'exécution : 2006-2010, 98p.
- Morgan, B. J., Adeleke, A., Bassey, T., Bergl, R., Dunn, A., Fotso, R., & Mbah, G. (2011). *Regional action plan for the conservation of the Nigeria–Cameroon chimpanzee (Pan troglodytes ellioti)*. IUCN/SSC Primate Specialist Group and Zoological Society of San Diego.
- Morgan, D. & Sanz, C. (2007). *Best practice guidelines for reducing the impact of commercial logging on great apes in Western Equatorial Africa*. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 34. IUCN, Gland, Switzerland, 33p.
- Moyini, Y., & Uwimbabazi, B. (2000). Analysis of the economic significance of gorilla tourism in Uganda. *International Gorilla Conservation Programme*.
- Muehlenbein, M. P., & Wallis, J. (2014). Considering risks of pathogen transmission associated with primate-based tourism. *In* Russon, A. E., & Wallis, J. *Primate tourism: A tool for conservation*. (p.278-87), Cambridge University Press, 339p.
- Mulavwa, M. N., Yangozene, K., Yamba-Yamba, M., Motema-Salo, B., Mwanza, N. N., & Furuichi, T. (2010). Nest groups of wild bonobos at Wamba: selection of vegetation and tree species and relationships between nest group size and party size. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, vol. 72, no.7, p. 575-586.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, vol. 10, no.2, p. 58-62.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, vol. 403, no.6772, p. 853.
- Mvula, C. D. (2001). Fair trade in tourism to protected areas—a micro case study of wildlife tourism to South Luangwa National Park, Zambia. *International Journal of Tourism Research*, vol. 3, no.5, p. 393-405.
- Nackoney, J., Molinario, G., Potapov, P., Turubanova, S., Hansen, M. C., & Furuichi, T. (2014). Impacts of civil conflict on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990–2010. *Biological Conservation*, vol. 170, p. 321-328.
- Nakamura, M., & Nishida, T. (2009). Chimpanzee tourism in relation to the viewing regulations at the Mahale Mountains National Park, Tanzania. *Primate Conservation*, vol. 24, no.1, p. 85-90.
- Narat, V. (2014). *Interactions bonobos-habitats-humains: habituation, écologie, santé et conservation*. Doctoral dissertation, Paris, Muséum national d'histoire naturelle.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., Van Tol, G., & Christophersen, T. (2008). Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. and Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor. *Technical Series*, vol. 50.
- Nath, B. M., Schumann, K. E., & Boyer, J. D. (2000). The chimpanzee and other non-human-primate models in HIV-1 vaccine research. *Trends in microbiology*, vol. 8, no.9, p. 426-431.
- Nathan, R., & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in ecology & evolution*, vol. 15, no.7, p. 278-285.
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R., & Treves, A. (2003). Paying for tolerance: rural citizens' attitudes toward wolf depredation and compensation. *Conservation biology*, vol. 17, no.6, p. 1500-1511.
- Nellemann, C., Redmond, I., & Refisch, J. (2010). *The last stand of the Gorilla: environmental crime and conflict in the Congo Basin*. UNEP/Earthprint, 87p.
- Nelson, E. E., & Winslow, J. T. (2009). Non-human primates: model animals for developmental psychopathology. *Neuropsychopharmacology*, vol. 34, no.1, p. 90-105.
- Neumann, R. (1997). Primitive ideas: protected area buffer zones and the politics of land in Africa. *Development and change*, vol. 28, no.3, p. 559-582.
- Neumann, R. P. (1998). *Imposing wilderness: struggles over livelihood and nature preservation in Africa*. Vol. 4. University of California Press, 271p.
- Newmark, W. D. (2008). Isolation of African protected areas. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 6, no.6, p. 321-328.

- Newsome, D., & Hassell, S. (2014). Tourism and conservation in Madagascar: the importance of Andasibe National Park. *Koedoe*, vol. 56, no.2, p. 1-8.
- Nielsen, H., & Spenceley, A. (2011). The success of tourism in Rwanda: Gorillas and more. In Chuhan-Pole, P., & Angwafo, M. *Yes, Africa Can: Success Stories from a Dynamic Continent*. (p.231-249), The World Bank.
- Nishihara, T. (1995). Feeding ecology of western lowland gorillas in the Nouabale-Ndoki National Park, Congo. *Primates*, vol. 36, no.2, p. 151-168.
- Norconk, M. A., Atsalis, S., Tully, G., Santillán, A. M., Waters, S., Knott, C. D. & Stiles, D. (2019). Reducing the primate pet trade: Actions for primatologists. *American Journal of Primatology*.
- Nowak, R. (1995). Uganda enlists locals in the Battle to save the Gorillas. *Science*, vol. 267, no.5205, p. 1761-1763.
- Nunn, C., & Altizer, S. (2006). *Infectious diseases in primates: behavior, ecology and evolution*. Oxford University Press, 383p.
- Nzoo-Dongmo, Z. L. (2009). *Summary of trend of large mammal population and spatial distribution dynamics in Lobeke national between 2002-2006-2009*. WWF-CPO report.
- Oates, J. F. (1996). *African Primates: Status Survey and Conservation Action Plan* (SSC species action plans). IUCN/SSC Primate Specialist Group.
- Oates, J. F., Sunderland-Groves, J., Bergl, R., Dunn, A., Nicholas, A., Takang, E., & Williamson, E. A. (2007). *Regional action plan for the conservation of the Cross River gorilla (Gorilla gorilla diehli)*. IUCN/SSC Primate Specialist Group and Conservation International.
- Oates, J. F., White, D., Gadsby, E.L., Bisong, P.O., (1990). Appendix 1: Conservation of Gorilla and other species. In Caldecott, J.O., Oates, J.F. & Ruitenbeek, H.J. *Cross River National Park (Okwangwo Division): Plan for developing the park and its support zone*. WWF-UK, Godalming, 108 p.
- OECD et FAO (2016). Agriculture in Sub-Saharan Africa: Prospects and challenges for the next decade. In OECD et FAO, *Agricultural outlook 2016-2025* (p.59-95), OECD Publishing.
- Oishi, T. (2012). Cash crop cultivation and interethnic relations of the Baka hunter-gatherers in southeastern Cameroon. 23p.
- Oishi, T. (2013). Human-Gorilla and Gorilla-Human: Dynamics of Human-animal boundaries and interethnic relationships in the central African rainforest. *Revue de primatologie*, vol.5.
- Olupot, W., Barigiyira, R., & Chapman, C. A. (2009). The status of anthropogenic threat at the people-park interface of Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Environmental Conservation*, vol. 36, no.1, p. 41-50.

- Petre, C. A., Tagg, N., Haurez, B., Beudels-Jamar, R., Huynen, M. C., & Doucet, J. L. (2013). Role of the western lowland gorilla (*Gorilla gorilla gorilla*) in seed dispersal in tropical forests and implications of its decline. *Biotechnologie, agronomie, société et environnement*, vol. 17, no.3, p. 517-526.
- Plumptre, A. J., Kayitare, A., Rainer, H., Gray, M., Munanura, I., Barakabuye, N.,... & Namara, A. (2004). The socio-economic status of people living near protected areas in the Central Albertine Rift. New York, Wildlife Conservation Society (WCS), *Albertine Rift Technical reports*, vol. 4, 131p.
- Plumptre, A. J., Nixon, S., Kujirakwinja, D. K., Vieilledent, G., Critchlow, R., Williamson, E. A. & Hall, J. S. (2016). Catastrophic decline of world's largest primate: 80% loss of Grauer's gorilla (*Gorilla beringei graueri*) population justifies Critically Endangered status. *PloS one*, vol. 11, no.10.
- Plumptre, A. J., Nixon, S., Critchlow, R., Vieilledent, G., Kirkby, A., Williamson, E. A. & Kujirakwinja, D. (2015). *Status of Grauer's gorilla and chimpanzees in eastern Democratic Republic of Congo: historical and current distribution and abundance*.
- Plumptre, A., Robbins, M.M. & Williamson, E.A. (2019). *Gorilla beringei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20191.RLTS>. (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Plumptre, A. J., Rose, R., Nangendo, G., Williamson, E.A., Didier, K., Hart, J., Mulindahabi, F., Hicks, C., Griffin, B., Ogawa, H., Nixon, S & Bennett, E. (2010). *Eastern Chimpanzee (Pan Troglodytes Schweinfurthii): Status Survey and Conservation Action Plan, 2010-2020*. Gland, Suisse, IUCN.
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Mavah, G., & Elkan, P. W. (2009). Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. *Conservation Biology*, vol. 23, no.6, p. 1597-1608.
- Pretty, J. N. & Pimbert, M. P. (1995) Beyond conservation ideology and the wilderness. *Natural Resources Forum*, vol. 19, p. 5-14.
- Pretty, J., & Smith, D. (2004). Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation biology*, vol. 18, no.3, p. 631-638.
- Protected planet (2020) Africa. In Protected planet (2014-2020), *Protected planet*. <https://www.protectedplanet.net/region/AF> (Page consultée le 22 février 2020).
- Protected planet (2014-2020a) Bwindi Impenetrable National Park in Uganda, Protected planet (2014-2020). <https://www.protectedplanet.net/61609>, (Page consultée le 4 février 2020).
- Protected planet (2014-2020b) Cross River in Nigeria, Protected planet (2014-2020). <https://www.protectedplanet.net/cross-river-national-park>, (Page consultée le 12 février 2020).
- Protected planet (2014-2020c) Korup in Cameroon, Protected planet (2014-2020). <https://www.protectedplanet.net/korup-national-park>, (Page consultée le 7 février 2020).
- Protected planet (2014-2020d) Lobéké in Cameroon, Protected planet (2014-2020). <https://www.protectedplanet.net/1245>, (Page consultée le 10 février 2020).

- Pruetz, J. D., Marchant, L. F., Arno, J., & McGrew, W. C. (2002). Survey of savanna chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) in southeastern Senegal. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, vol. 58, no.1, p. 35-43.
- Prüfer, K., Munch, K., Hellmann, I., Akagi, K., Miller, J. R., Walenz, B. & Knight, J. R. (2012). The bonobo genome compared with the chimpanzee and human genomes. *Nature*, vol. 486, no.7404, p. 527-531.
- Quiatt, D., Reynolds, V., & Stokes, E. J. (2002). Snare injuries to chimpanzees (*Pan troglodytes*) at 10 study sites in east and west Africa. *African Journal of Ecology*, vol. 40, no.3, p. 303-305.
- Rainer, H., White, A. R., & Lanjouw, A. (2014). *Extractive industries and ape conservation*. Cambridge University Press, 367p.
- Rainey, H. J., Iyenguet, F. C., Malanda, G. A. F., Madzoké, B., Dos Santos, D., Stokes, E. J., ... & Strindberg, S. (2009). Survey of Raphia swamp forest, Republic of Congo, indicates high densities of Critically Endangered western lowland gorillas *Gorilla gorilla gorilla*. *Oryx*, vol. 44, no.1, p. 124-132.
- Redmond, I. (2001). *A Report for the Dian Fossey Gorilla Fund Europe and the Born Free Foundation*, no.54, 28p.
- Redmond, I. (2009) Où vivent les grands singes et à qui revient-il de les sauver ? In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 318-324). Paris, UNESCO Paris.
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: a literature review. *Biological conservation*, vol. 141, no.10, p. 2417-2431.
- Reed, T., Blom, A., Walsh, P., Blake, S., & Kormos, R. (2005) *Plan d'action régional pour la conservation des chimpanzés et des gorilles en Afrique Centrale*. Conservation international. Washington, DC, 40p.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D., & Frankham, R. (2003). Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, vol. 113, no.1, p. 23-34.
- Rehermann, B., & Nascimbeni, M. (2005). Immunology of hepatitis B virus and hepatitis C virus infection. *Nature Reviews Immunology*, vol. 5, no.3, p. 215-229.
- Remis MJ (1994) *Feeding Ecology and Positional Behavior of Western Gorillas (Gorilla gorilla gorilla) in the Central African Republic*. Ph.D. Doctoral dissertation, Yale University.
- Remis, M. J., & Hardin, R. (2009). Transvalued species in an African forest. *Conservation Biology*, vol. 23, no.6, p. 1588-1596.
- Reynolds, V. (2005). *The Chimpanzees of the Budongo Forest: Ecology, Behaviour, and Conservation*. New York, Oxford Biology, 286p.

- Robbins, M. M. (1995). A demographic analysis of male life history and social structure of mountain gorillas. *Behaviour*, vol. 132, no1-2, p. 21-47.
- Robinson, J. G., Redford, K. H., & Bennett, E. L. (1999). Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science*, vol. 284, p. 284-285.
- Rodewald, P. G., Dejaifve, P. A., & Green, A. A. (1994). The birds of Korup National Park and Korup Project Area, Southwest Province, Cameroon. *Bird Conservation International*, vol. 4, no.1, p. 1-68.
- Rogers, M. E., Abernethy, K., Bermejo, M., Cipolletta, C., Doran, D., McFarland, K., ... & Tutin, C. E. (2004). Western gorilla diet: a synthesis from six sites. *American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists*, vol. 64, no.2, p. 173-192.
- Rogers, M. E., Voysey, B. C., McDonald, K. E., Parnell, R. J., & Tutin, C. E. G. (1998). Lowland gorillas and seed dispersal: the importance of nest sites. *American Journal of Primatology*, vol. 45, no.1, p. 45-68.
- Rose, A. L. (2002) Conservation must pursue human-nature biosynergy in the era of social chaos and bushmeat commerce. *Cambridge Studies in Biological and Evolutionary Anthropology*, p. 208-239.
- Rothman, J. M., Plumptre, A. J., Dierenfeld, E. S., & Pell, A. N. (2007). Nutritional composition of the diet of the gorilla (*Gorilla beringei*): a comparison between two montane habitats. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 23, no.6, p. 673-682.
- Roy, J., Vigilant, L., Gray, M., Wright, E., Kato, R., Kabano, P., ... & Robbins, M. M. (2014). Challenges in the use of genetic mark-recapture to estimate the population size of Bwindi mountain gorillas (*Gorilla beringei beringei*). *Biological Conservation*, vol. 180, p. 249-261.
- Saegusa, A. (2000) Congo war increases threat to bonobo research. *Nature*, vol. 405, no.262.
- Sandbrook, C., & Roe, D. (2013). Species conservation and poverty alleviation—the case of great apes in Africa. In Elliott, J., Sandbrook, C., & Walpole, M. *Biodiversity conservation and poverty alleviation: exploring the evidence for a link*, First Edition. (p. 173-190). John Wiley & Sons, Ltd.
- Sarmiento, E. E., Butynski, T. M., & Kalina, J. (1996). Gorillas of Bwindi-Impenetrable Forest and the Virunga Volcanoes: Taxonomic implications of morphological and ecological differences. *American Journal of Primatology*, vol. 40, no.1, p. 1-21.
- Sarmiento, E. E., & Oates, J. F. (2000). The Cross River gorillas: a distinct subspecies, *Gorilla gorilla diehli* Matschie 1904. *American Museum Novitates*, vol. 2000, no.3304, p. 1-55.
- Sato, H. (1998). *Folk etiology among the Baka, a group of hunter-gatherers in the African rainforest*, 15p.
- Schaller, G. E. (1963). *The mountain gorilla: Ecology and behavior*. Chicago Press. 431p.
- Schoene, C. U. R., & Brend, S. A. (2002). Primate sanctuaries-a delicate conservation approach. *South African Journal of Wildlife Research-24-month delayed open access*, vol. 32, no.2, p. 109-113.

- Seiler, N., & Robbins, M. M. (2016). Factors influencing ranging on community land and crop raiding by mountain gorillas. *Animal Conservation*, vol. 19, no.2, p. 176-188.
- Serckx, A. (2014) *Eco-ethology of a population of bonobos (Pan paniscus) living in the western forest-savannah mosaics of the Democratic Republic of Congo*. Département des Sciences et Gestion de l'Environnement, Université de Liège.
- Siewe, S., Vadjunec, J. M., & Caniglia, B. (2017). The politics of land use in the Korup National Park. *Land*, vol. 6, no.1, p. 7.
- Smith, D. G. (2012). Taxonomy of nonhuman primates used in biomedical research. In Bennett, B. T., Abee, C. R., & Henrickson, R. *Nonhuman Primates in Biomedical research: diseases*. (pp. 57-85), Elsevier, Academic Press.
- Spelman, L. H., Gilardi, K. V., Lukasik-Braum, M., Kinani, J. F., Nyirakaragire, E., Lowenstine, L. J., & Cranfield, M. R. (2013). Respiratory disease in mountain gorillas (*Gorilla beringei beringei*) in Rwanda, 1990–2010: outbreaks, clinical course, and medical management. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, vol. 44, no.4, p. 1027-1035.
- Sleeman, J. M., Meader, L. L., Mudakikwa, A. B., Foster, J. W., & Patton, S. (2000). Gastrointestinal parasites of mountain gorillas (*Gorilla gorilla beringei*) in the Parc National des Volcans, Rwanda. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, vol. 31, no.3, p. 322-328.
- Soewu, D. A. (2008). Wild animals in ethnozoological practices among the Yorubas of southwestern Nigeria and the implications for biodiversity conservation. *African Journal of Agricultural Research*, vol. 3, no.6, p. 421-427.
- Sournia, G. (1990). Les aires de conservation en Afrique francophone: aujourd'hui et demain espaces à protéger ou espaces à partager?. *Les cahiers d'outre-mer*, vol. 43, no.172, p. 451-463.
- Steinmetz, R. (2000). *Ecological Surveys, Monitoring, and the Involvement of Local People in Protected Areas of Lao PDR*. International Institute for Environment and Development, Biodiversity and Livelihoods Group, no.13, 44p.
- Stevens, S. F. (1997) *Conservation through cultural survival: Indigenous peoples and protected areas*. Island Press, Washington, 319p.
- Steven, R., Castley, J. G., & Buckley, R. (2013). Tourism revenue as a conservation tool for threatened birds in protected areas. *PloS one*, vol. 8, no.5.
- Stewart K. J. & Harcourt A.H. (1987) Gorillas: Variation in female relationships. In Smuts BB, Cheney DL, Seyfarth RM, Wrangham RW, Struh-saker TT. *Primate Societies*. (pp 165–177), Chicago: University of Chicago Press.

- Stiles, D., Redmond, I., Cress, D., Nellemann, C., & Formo, R. K. (2016). Stolen Apes* The Illicit Trade in Chimpanzees, Gorillas, Bonobos, and Orangutans. In Haenn, N., & Wilk, R. *The environment in anthropology: A reader in ecology, culture, and sustainable living*. NYU Press., 359p.
- Stokes, E. J., Parnell, R. J., & Olejniczak, C. (2003). Female dispersal and reproductive success in wild western lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol. 54, no.4, p. 329-339.
- Strindberg, S., Maisels, F., Williamson, E. A., Blake, S., Stokes, E. J., Aba'a, R. & Bechem, M. (2018). Guns, germs, and trees determine density and distribution of gorillas and chimpanzees in Western Equatorial Africa. *Science advances*, vol. 4, no.4.
- Struhsaker, T.T., 1998. A biologist's perspective on the role of sustainable harvest in conservation. *Conservation Biology*, vol.12, p. 930-932.
- Struhsaker, T. T., Struhsaker, P. J., & Siex, K. S. (2005). Conserving Africa's rain forests: problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation*, vol. 123, no.1, p. 45-54.
- Stubina, R. J. (2002). *Cameroonian safety nets in the Korup National Forest*. Doctoral dissertation, University of Florida, 364p.
- Sunderland-Groves, J. L., Ekinde, A., & Mboh, H. (2009). Nesting behavior of *Gorilla gorilla diehli* at Kagwene Mountain, Cameroon: implications for assessing group size and density. *International Journal of Primatology*, vol. 30, no.2, p. 253-266.
- Synge, H et Howe, S. (1999). *Parks for biodiversity: policy guidance based on experience in ACP countries*. Gland, European Commission/IUCN, 119p.
- Tashiro, Y., Idani, G. L., Kimura, D., & Bongori, I. (2007). Habitat changes and decreases in the bonobo population in Wamba, Democratic Republic of the Congo. *African Study Monographs*, vol. 28, no.2, p. 99-106.
- Teleki, G. (1973). *The predatory behavior of wild chimpanzees*. Bucknell University Press, 238p.
- Teleki, G. (1989). Population status of wild chimpanzees (*Pan troglodytes*) and threats to survival. Understanding chimpanzees. In Heltne, P. G., & Marquardt, L. A. *Understanding chimpanzees*. Harvard University Press.
- Tiani, A. M., & Diaw, C. (2006). *Does resettlement contribute to conservation? : the case of Ikundu-Kundu, Korup National Park, Cameroon*. IUCN Commission on Environmental, Economic and Social Policy, *Policy Matters*, vol. 14, no.4 p. 113-127.
- Tieguhong, J. C., & Nkamgnia, E. M. (2012). Household dependence on forests around Ilobe National Park, Cameroon. *International Forestry Review*, vol. 14, no.2, p. 196-212.

- Tranquilli, S., Abedi-Lartey, M., Amsini, F., Arranz, L., Asamoah, A., Babafemi, O., ... & Dunn, A. (2012). Lack of conservation effort rapidly increases African great ape extinction risk. *Conservation Letters*, vol. 5, no.1, p. 48-55.
- Tsakem, S. C., Tchamba, M., & Weladji, R. B. (2015). Les gorilles du Parc national de Lobéké (Cameroun): interactions avec les populations locales et implications pour la conservation. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, vol. 9, no.1, p. 270-280.
- Tsuji, Y., Yangozene, K., & Sakamaki, T. (2010). Estimation of seed dispersal distance by the bonobo, *Pan paniscus*, in a tropical forest in Democratic Republic of Congo. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 26, no.1, p. 115-118.
- Tumusiime, D. M., & Sjaastad, E. (2014). Conservation and development: Justice, inequality, and attitudes around Bwindi Impenetrable National Park. *Journal of Development Studies*, vol. 50, no.2, p. 204-225.
- Tutin, C. E. (2000). Ecologie et organisation sociale des primates de la forêt tropicale africaine: aide à la compréhension de la transmission des retrovirus. *Bull Soc Pathol Exot*, vol. 93, p. 3-157.
- Tutin, C. E., & McGinnis, P. R. (1981). Chimpanzee reproduction in the wild. In Graham, C. (2012). *Reproductive biology of the great apes: comparative and biomedical perspectives*. (p. 239-264), Elsevier.
- Tutin, C. E., Williamson, E. A., Rogers, M. E., & Fernandez, M. (1991). A case study of a plant-animal relationship: *Cola lizae* and lowland gorillas in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 7, no.2, p. 181-199.
- Uehara, S. (1997). Predation on mammals by the chimpanzee (*Pan troglodytes*). *Primates*, vol. 38, no.2, p. 193-214.
- UICN (1999). *Parks for biodiversity : policy guidance based on experience in ACP countries. Prepared by the World Commission on Protected Area of IUCN*. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K, 124p.
- UICN (2012). *Bonobo (Pan paniscus): conservation strategy 2012-2022*. Gland, IUCN/ICCN. International Union for Conservation of Nature & Institut Congolais pour la Conservation de la Nature, 72p.
- UICN (2019.) IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/> (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Umuziranenge, G. (2019). Environmental justice and women empowerment in the protected areas of Nyungwe National Park: Case of women handcrafts cooperative. ASC-TUFS Working Papers 2018 Development, *Migration, and Resources in Africa*, p. 143-160.
- UNDP, UNEP, World Bank & World Resources Institute (2005). *World resource 2005: The wealth of the poor: managing ecosystems to fight poverty, Managing Ecosystems to fight poverty*. World resources report, 268p.

- UNEP-WCMC, Centre de surveillance de la conservation de la nature (2020). Protected Area Profile for Africa. In the World Database of Protected Areas, January 2020. <http://www.protectedplanet.net> (Page consultée le 15 janvier 2020).
- Union africaine (1969) Convention Africaine pour la Conservation de la nature et des ressources naturelles, Adopté à Maputo, Mozambique, 22p. https://au.int/sites/default/files/treaties/7763-treaty-0003_-_african_convention_on_the_conservation_of_nature_and_natural_resources_f.pdf (Page consultée le 21 février 2020).
- United Nations (2019) World Population Prospects 2019 - Population Division. United Nations, New York. <https://population.un.org/wpp> (Page consultée le 9 décembre 2019).
- Usongo, L., & Nkanje, B. T. (2004). Participatory approaches towards forest conservation: the case of Lobéké National Park, south east Cameroon. *The International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, vol. 11, no.2, p. 119-127.
- UWA, Uganda Wildlife Authority (2010). Extractions from tourism revenue statistical records. <https://www.ugandawildlife.org/> (Page consultée le 11 février 2020).
- VandeBerg, J. L., & Williams-Blangero, S. (1997). Advantages and limitations of nonhuman primates as animal models in genetic research on complex diseases. *Journal of medical primatology*, vol. 26, no.3, p. 113-119.
- Van Vliet, N. (2000). Livelihood alternatives for the unsustainable use of bushmeat. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Report prepared for the CBD Bushmeat Liaison Group. *Technical Series*, no.60, Montreal, SCBD, 46 p.
- Varty, N., Ferriss, S., Carroll, B. & Caldecott, C. (2009) Les mesures de conservation mises en œuvre. In Caldecott, J., & Miles, L., *Atlas mondial des grands singes et de leur conservation* (p. 57-90). Paris, UNESCO Paris.
- Vedder, A., Naughton-Treves, L., Plumptre, A., Mubalama, L., Rutagarama, E., & Weber, W. (2001) Conflict and conservation in the African rain forest. In Weber, W., White, L. J., Naughton-Treves, L., & Vedder, A. *African rain forest ecology and conservation: an interdisciplinary perspective*. (p. 557-562), Yale University Press.
- Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., & Smith, S. J. (2016). The impacts of oil palm on recent deforestation and biodiversity loss. *PloS one*, vol. 11, no.7.
- Vodouhê, F. G., Coulibaly, O., Adégbidi, A., & Sinsin, B. (2010). Community perception of biodiversity conservation within protected areas in Benin. *Forest Policy and Economics*, vol. 12, no.7, p. 505-512.
- Voysey, B. C., McDonald, K. E., Rogers, M. E., Tutin, C. E., & Parnell, R. J. (1999). Gorillas and seed dispersal in the Lopé Reserve, Gabon. II: Survival and growth of seedlings. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 15, no.1, p. 39-60.

- Wallis, J; Rick & Lee, D. (1999) Primate Conservation: The Prevention of Disease Transmission. *International Journal of Primatology*, vol. 20, no.6, p. 803–826
- Walsh, P. D., Abernethy, K. A., Bermejo, M., Beyers, R., De Wachter, P., Akou, M. E., ... & Lahm, S. A. (2003). Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature*, vol. 422, no.6932, p. 611-614.
- Waltert, M., Faber, K., & Mühlenberg, M. (2002). Further declines of threatened primates in the Korup Project Area, south-west Cameroon. *Oryx*, vol. 36, no.3, p. 257-265.
- Watts, D. P. (1989). Infanticide in mountain gorillas: new cases and a reconsideration of the evidence. *Ethology*, vol. 81, no.1, p. 1-18.
- Watts, D. P. (1998). Long-term habitat use by mountain gorillas (*Gorilla gorilla beringei*). 2. Reuse of foraging areas in relation to resource abundance, quality, and depletion. *International Journal of Primatology*, vol. 19, no.4, p. 681-702.
- WCS, Wildlife Conservation Society. (1996). *The Lobeke Forest, Southeast Cameroun, Summary of Activities, Period 1988-1995*. Washington DC, The Wildlife Conservation Society.
- Wegmann, M., Santini, L., Leutner, B., Safi, K., Rocchini, D., Bevanda, M., ... & Rondinini, C. (2014). Role of African protected areas in maintaining connectivity for large mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 369, no.1643, p. 20130193.
- Wells, M., & Bradon, K. (1992). *People and parks: linking protected area management with local communities*. Washington D.C., USA, World Bank, 126p.
- Wells, M. P., & Brandon, K. E. (1993). The principles and practice of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. Los principios y la práctica de las zonas de amortiguamiento y la participación local en la conservación de la biodiversidad. *Ambio.*, vol. 22, no.2/3, p. 157-162.
- White, D. (1990). Appendix 9: Okwangwo Division species lists. In Caldecott, J.O., Oates, J.F. & Ruitenbeek, H.J. *Cross River National Park (Okwangwo Division): Plan for developing the park and its support zone*. WWF-UK, Godalming, 108 p.
- Wich, S. A., Garcia-Ulloa, J., Kühl, H. S., Humle, T., Lee, J. S., & Koh, L. P. (2014). Will oil palm's homecoming spell doom for Africa's great apes?. *Current Biology*, vol 24, no.14, p. 1659-1663.
- Wild, R. G., & Mutebi, J. (1996). Conservation through community use of plant resources: Establishing collaborative management at Bwindi Impenetrable and Mgahinga Gorilla National Parks, Uganda. France, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, *People and Plants*, no.5, 46p.
- Wilkie, D. S., Bennett, E. L., Peres, C. A., & Cunningham, A. A. (2011). The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1223, no.1, p. 120-128.
- Wilkie, D. S. & Carpenter (1999) J. F. *La chasse pour la viande de brousse dans le bassin du Congo: estimation de son impact-comment l'atténuer?* Biodiversity and Conservation, 37p.

- Wilkie, D., Shaw, E., Rotberg, F., Morelli, G., & Auzel, P. (2000). Roads, development, and conservation in the Congo Basin. *Conservation Biology*, vol. 14, no.6, p. 1614-1622.
- Wilkie, D. S., Sidle, J. G., & Boundzanga, G. C. (1992). Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*, vol. 6, no.4, p. 570-580.
- Williamson, E.A. & Butynski, T.M. (2013). Gorilla gorilla Western Gorilla. In T.M. Butynski, J. Kingdon and J. Kalina (eds), *Mammals of Africa*. (pp. 39–45), Bloomsbury Publishing, London, UK.
- Williamson, E.A., Maisels, F.G., Groves, C.P., Fruth, B., Humle, T.H., Morton, F.B., Richardson, M.C., Russon, A. & Singleton, I. (2013). Hominidae. In Mittermeier R.A., A.B. Rylands & D.E. Wilson. *Handbook of the Mammals of the World Vol 3: Primates*. (pp. 792–854), Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Willie, J., Petre, C. A., Tagg, N., & Lens, L. (2013). Density of herbaceous plants and distribution of western gorillas in different habitat types in south-east Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 51, no.1, p. 111-121.
- Wilson, M. L., & Wrangham, R. W. (2003). Intergroup relations in chimpanzees. *Annual Review of Anthropology*, vol. 32, no.1, p. 363-392.
- Wolfe, N. D., Escalante, A. A., Karesh, W. B., Kilbourn, A., Spielman, A., & Lal, A. A. (1998). Wild primate populations in emerging infectious disease research: the missing link?. *Emerging infectious diseases*, vol. 4, no.2, p. 149-158.
- Wolfheim, J. H. (1983). *Primates of the world: distribution, abundance and conservation*. Psychology Press, 832p.
- Woodford, M. H., Butynski, T. M., & Karesh, W. B. (2002). Habituating the great apes: the disease risks. *Oryx*, vol. 36, no.2, p. 153-160.
- Wrangham, R. W. (1975). *Behavioural ecology of chimpanzees in Gombe National Park, Tanzania*. Doctoral dissertation, University of Cambridge.
- Wrangham, R. W., Chapman, C. A., & Chapman, L. J. (1994). Seed dispersal by forest chimpanzees in Uganda. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 10, no.3, p. 355-368.
- Wrangham, R. W., Hagel, G., Leighton, M., Marshall, A. J., Waldau, P., & Nishida, T. (2008). The great ape world heritage species project. In Stoinski, T. S., Steklis, H. D., & Mehlman, P. T. *Conservation in the 21st century: Gorillas as a case study*. (p. 282-295). Boston, MA Springer Science & Business Media.
- WWF (2020). Western Africa: Coastal parts of Cameroon, Equator. In the World Wide Fund for Nature, WWF. <https://www.worldwildlife.org/ecoregions/at0107> (Page consultée le 3 février 2020).
- Yamagiwa, J., Basabose, K., Kaleme, K. & Yumoto, T. (2003) Within-group feeding competition and socioecological factors influencing social organization of gorillas in the Kahuzi-Biega National Park,

- Democratic Republic of Congo. In Taylor, A. B., & Goldsmith, M. L. *Gorilla Biology: a Multidisciplinary Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, 508p.
- Yamagiwa, J., Basabose, A. K., Kaleme, K., & Yumoto, T. (2005). Diet of Grauer's gorillas in the montane forest of Kahuzi, Democratic Republic of Congo. *International Journal of primatology*, vol. 26, no.6, p. 1345-1373.
- Yamagiwa, J., Mwanza, N., Spangenberg, A., Maruhashi, T., Yumoto, T., Fischer, A., & Steinhauer-Burkart, B. (1993). A census of the eastern lowland gorillas *Gorilla gorilla graueri* in Kahuzi-Biega National Park with reference to mountain gorillas *G. g. beringei* in the Virunga region, Zaire. *Biological Conservation*, vol. 64, no.1, p. 83-89.
- Yamagiwa, J., Mwanza, N., Yumoto, T., & Maruhashi, T. (1994). Seasonal change in the composition of the diet of eastern lowland gorillas. *Primates*, vol. 35, no.1, p. 1-14.
- Yamakoshi, G. (1998). Dietary responses to fruit scarcity of wild chimpanzees at Bossou, Guinea: possible implications for ecological importance of tool use. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, vol. 106, no.3, p. 283-295.
- Yuh, Y. G., Dongmo, Z. N., N'Goran, P. K., Ekodeck, H., Mengamenya, A., Kuehl, H., ... & Elvis, T. (2019). Effects of Land cover change on Great Apes distribution at the Lobéké National Park and its surrounding Forest Management Units, South-East Cameroon. A 13 year time series analysis. *Scientific reports*, vol. 9, no.1, p. 1-19.
- Zimmerman, B. L., & Kormos, C. F. (2012). Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience*, vol. 62, no.5, p. 479-487.